

Titre: Influence de la variabilité de la porosité et de la proportion de
Title: particules fines sur la caractérisation des sites contaminés

Auteur: Marianne Dorlot
Author:

Date: 1997

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Dorlot, M. (1997). Influence de la variabilité de la porosité et de la proportion de
Citation: particules fines sur la caractérisation des sites contaminés [Master's thesis, École
Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8984/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8984/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:**
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INFLUENCE DE LA VARIABILITÉ DE LA POROSITÉ ET DE LA
PROPORTION DE PARTICULES FINES SUR LA CARACTÉRISATION DES
SITES CONTAMINÉS

MARIANNE DORLOT

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

AVRIL 1997



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-26466-1

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

INFLUENCE DE LA VARIABILITÉ DE LA POROSITÉ ET DE LA
PROPORTION DE PARTICULES FINES SUR LA CARACTÉRISATION DES
SITES CONTAMINÉS

Présenté par : DORLOT, Marianne

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès Sciences Appliquées

est soumis pour approbation par le jury d'examen constitué de :

COMEAU, Yves, Ph.D.; président du jury

SILVESTRI, Vincenzo, Ph.D.; membre du jury

SOULIÉ, Michel, D.Sc.A.; membre du jury et directeur de recherche

REMERCIEMENTS

Je profite de cette page pour remercier, tout d'abord, M. Soulié, mon directeur de recherche. Grâce à son support tant au plan scientifique qu'humain, j'ai pu mener ce projet à terme et même y prendre plaisir. Il a su faire preuve d'une grande patience lors de mes (nombreux) questionnements et ce malgré l'horaire chargé qui le contraint. M. Denis Marcotte mérite également mes remerciements pour les conseils judicieux qu'il a su m'apporter.

Je m'en voudrais de ne pas souligner le soutien indispensable, que m'ont offert les étudiants de la section géotechnique, en particulier Anne-Marie Loungnarath. Mes remerciements vont également à André Ducharme, au laboratoire, toujours disponible pour le support technique et pour la "décompression". Vous avez su égayer mon séjour à l'école.

Enfin, merci à tous mes proches, Claude, mon père pour ses talents de dessinateur et surtout, Eric. Merci de m'avoir épaulé de la sorte, enduré mes longues absences, en fait, merci de faire partie de ma vie.

RÉSUMÉ

Les résultats d'analyse de sol contaminé par les métaux et par certaines matières organiques, tels que mesurés selon les normes gouvernementales, ne sont pas représentatifs de la quantité physique de contaminant présente à l'intérieur d'un volume de sol en place. En effet, ces résultats doivent être corrigés, d'une part pour considérer la quantité de contaminant retenu par les particules de diamètre supérieur à 2 mm et qui n'a pas été mesuré lors des analyses, d'autre part, pour tenir compte de la variabilité de la porosité et de la proportion de particules fines. Ainsi, on doit rapporter les résultats non pas en termes de masse de contaminant par masse de sol fin (< 2 mm), mais plutôt en masse de contaminant par unité de volume de sol en place.

Un site de 110 m^2 , formé d'un remblai granulaire relativement homogène, a été échantillonné en 104 points. La masse volumique *in situ*, la teneur en eau, la courbe granulométrique et la porosité de chaque échantillon ont été mesurées. Une analyse statistique de la porosité et de la proportion de particules fines a été effectuée afin d'évaluer l'ampleur de leur variabilité, à l'intérieur du site.

Puisqu'aucune donnée provenant d'un site contaminé n'a été disponible, des teneurs en contaminant théoriques ont été calculées en fonction de la capacité d'adsorption

du sol, afin d'observer l'influence de la porosité et de la proportion de particules fines sur les concentrations mesurées suivant les normes gouvernementales. On a observé que la capacité d'adsorption du sol est un paramètre variable dans l'espace, ce qui explique, en partie, la variabilité des teneurs en polluant observée en pratique et habituellement imputée au processus expérimental.

Les probabilités d'erreur de classification des volumes de sol contaminés, lorsque la valeur d'un seul échantillon localisé au centre du volume, lui est attribuée, ont été estimées à partir de la théorie du krigeage ordinaire. Les teneurs en contaminant, de même que les courbes granulométriques ont été estimées par le krigeage ordinaire des valeurs observées. De plus, la probabilité d'excéder le seuil physique de contamination a été estimée, en tous points du site, par krigeage de probabilité.

Finalement, une méthode d'estimation des volumes de sol contaminés est proposée. Cette méthode implique que la porosité et la courbe granulométrique de chaque échantillon soient déterminées afin d'apporter les corrections nécessaires aux teneurs en contaminant mesurées selon les normes. La technique d'estimation proposée est le krigeage de probabilité, dont les résultats, présentés sous forme de cartes de probabilités, permettent de prendre en compte les risques associés à la connaissance partielle du site à partir d'un nombre limité d'échantillons.

ABSTRACT

Results from the environmental analysis of soil contaminated by metals and certain organic substances, are not accurate indicators of the actual amount of pollutants within a given *in situ* soil volume when determined according to the current environmental criteria. These results must be corrected, on one hand to take into account the quantity of pollutant retained by soil particles larger than 2 mm, which have not been considered because of the analysis processes. On the other hand, another correction must be made to consider the variability of porosity and of the mass proportion of fine particles, thus providing measurements in terms of mass of contaminant by *in situ* soil volume rather than by mass of fine soil.

A total of 104 samples were collected on a site composed of a relatively homogeneous granular backfill. For each of these, the *in situ* density, the water content, the grain size distribution and the porosity were measured. A statistical analysis of porosity and mass proportion of fine particles was completed for this site, in order to establish the extent of their variability.

Since no data from a contaminated site was available, theoretical pollutant concentrations were calculated in terms of the soil's adsorption capacity, in order to observe the influence of porosity and of mass proportion of fine particles on the

concentrations as measured by environmental methodology. The adsorption capacity of the soil is observed to be a variable parameter through space, which explains, in part, the pollutant concentrations variability observed in practice and generally attributed to the experimental process.

The probabilities of misclassifying a location when estimated from a single sample were established through ordinary kriging theory. The pollutant concentrations as well as the grain size distributions for non sampled locations were estimated using ordinary kriging. Furthermore, the probabilities of exceeding the contamination threshold were estimated using probability kriging.

Finally, a method to estimate the volume of contaminated soil is suggested. It implies determining the porosity and grain size distribution of each sample in order to make the necessary corrections to the concentrations measured according to the governmental methods. The estimation technique proposed is probability kriging, whose results, in the form of probability maps, take into account the risks associated with the limited understanding of the site, obtained from a limited number of samples.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES ANNEXES	xii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES FIGURES	xiv
LISTE DES SYMBOLES UTILISÉS	xvii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 THÉORIE	6
2.1. Influence de la porosité et du pourcentage de particules fines.....	6
2.2. Surface d'adsorption.....	9
2.3. Expression analytique des courbes granulométriques.....	10
2.4. Granulométries en nombre, diamètre et surface	13
2.5. Diamètre minimum des grains	21
CHAPITRE 3 EXPÉRIMENTATION	26
3.1. Échantillonnage	27
3.2. Masse volumique <i>in situ</i>	28

3.3. Analyses en laboratoire.....	30
3.3.1. Teneur en eau, w	30
3.3.2. Densité relative des grains, D_r	31
3.3.3. Analyse granulométrique.....	32
3.3.4. Porosité	33
3.4. Calculs d'erreurs.....	33
3.4.1. Masse volumique totale in situ	33
3.4.2. Teneur en eau	34
3.4.3. Pourcentage passant	35
3.4.4. Porosité	36
3.5. Présentation des résultats.....	38
3.5.1. Courbes granulométriques	38
3.5.2. Teneur en eau, densité totale in situ et porosité	42
CHAPITRE 4 ANALYSE DES RÉSULTATS	45
4.1. Granulométries en volume	46
4.1.1. Variogrammes des granulométries en volume.....	48
4.1.2. Estimation des granulométries en volume.....	55
4.2. Granulométries en surface.....	59
4.3. Calcul théorique de la teneur en contaminant	61
4.3.1. Première approche : répartition uniforme du contaminant.....	61
4.3.2. Deuxième approche : Capacité d'adsorption du sol	65

CHAPITRE 5 LA GÉOSTATISTIQUE APPLIQUÉE À LA CARACTÉRISATION DES SITES CONTAMINÉS	72
5.1. Analyse géostatistique des données.....	73
5.1.1. Analyse statistique de C_w	74
5.1.2. Variogramme de la teneur en contaminant.....	78
5.2. Estimation de la teneur en contaminant par un seul échantillon.....	83
5.3. Estimation de la teneur en contaminant par krigeage ordinaire	91
5.4. Estimation de C_w par krigeage de probabilité	98
5.4.1. Variogrammes	101
5.4.2. Présentation des résultats de krigeage de probabilité	103
5.4.3. Méthode proposée d'estimation des volumes contaminés	111
CHAPITRE 6 CONCLUSION	114
RÉFÉRENCES.....	121

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : Notions de géostatistique.....	125
ANNEXE B : Résultats d'analyse des échantillons	137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Statistiques des granulométries en masse.....	39
Tableau 3.2 : Moyennes de P_{mf} (%) calculées par la méthode des fenêtres mobiles ..	41
Tableau 3.3 : Statistiques de n , ρ_t et w	42
Tableau 3.4 : Moyennes de la porosité calculées par la méthode des fenêtres mobiles.....	44
Tableau 4.1 : Statistiques des valeurs krigées, $P_v(d)$ *	57
Tableau 4.2 : Statistiques de $P_i(d)$	60
Tableau 5.1 : Statistiques de C_{vs}	75
Tableau 5.2: Moyennes et écarts types de C_{vs} calculés par la méthode des fenêtres mobiles.....	77
Tableau 5.3: Teneurs en contaminant estimées par krigeage ordinaire de blocs	95

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Exemple de granulométries en nombre, diamètre et surface	20
Figure 2.2 : Influence du diamètre minimum sur les granulométries en surface	24
Figure 3.1 : Schéma du site étudié.....	27
Figure 3.2 : Appareillage de mesure de masse volumique <i>in situ</i>	29
Figure 3.3 : Fuseau des courbes granulométriques en masse	38
Figure 3.4 : Histogramme de P_f	40
Figure 3.5 : Répartition spatiale de P_f	40
Figure 3.6 : Histogramme de la porosité.....	42
Figure 3.7 : Répartition spatiale de la porosité.....	43
Figure 4.1 : Variogrammes expérimentaux de $P_v(d)$	49
Figure 4.2 : Effet de proportionnalité entre les variables $P_v(d)$	51
Figure 4.3 : Variogramme normalisé moyen de $P_v(d)$	51
Figure 4.4 : Variogrammes de $P_v(d)$ pour $d = 12,7$ à $25,4$ mm	54
Figure 4.5 : Fuseau des courbes granulométriques obtenues par krigeage ordinaire..	58
Figure 4.6 : Fuseau des courbes granulométriques en surface	60
Figure 4.7 : Histogramme de C_f	63
Figure 4.8 : Répartition spatiale de C_f	63

Figure 4.9 : Histogramme de C_{fs}	69
Figure 4.10 : Répartition spatiale de C_{fs}	69
Figure 5.1 : Histogramme de C_{vs}	75
Figure 5.2 : Répartition spatiale de C_{vs}	76
Figure 5.3 : Variogramme de C_{vs}	79
Figure 5.4 : Distribution des valeurs de $C_{vs,v}$	82
Figure 5.5 : Variance de dispersion de C_{vs} en fonction de v	82
Figure 5.6 : $Prob(C_{vs,v} > z \mid C_{vs,v}^*)$	88
Figure 5.7 : Probabilités d'erreur de décision.....	90
Figure 5.8 : Histogramme des valeurs krigées de C_{vs}	92
Figure 5.9 : Répartition spatiale des valeurs krigées de C_{vs}	93
Figure 5.10 : Proportion de surface du site classifiée contaminée en fonction de la taille des blocs	96
Figure 5.11 : Variogrammes de $\gamma_I(h)$, $\gamma_U(h)$ et $\gamma_{IU}(h)$ pour les seuils 850 et 1 020 g/m ³	103
Figure 5.12 : Répartition spatiale des résultats de krigage de probabilité	104
Figure 5.13 : Histogrammes des résultats de krigage de probabilité.....	106
Figure 5.14 : Fonctions de distribution estimées par krigage de probabilité	108
Figure 5.15 : Répartition de la contamination du sol en fonction d'un seuil physique z et d'un seuil de risque acceptable p_c	110

Figure 5.16 : Diagramme de la méthode proposée d'estimation des volumes de sol contaminés	113
--	-----

LISTE DES SYMBOLES UTILISÉS

C_f :	Contamination, en masse de contaminant par masse de sol fin; ppm.
\overline{C}_v :	Contamination moyenne d'un volume de sol v ; ppm.
C_{fs} :	Contamination, en masse de contaminant par masse de sol fin, calculée selon l'approche de la capacité d'adsorption du sol; g/m^3 .
C_v :	Contamination en masse de contaminant par volume total de sol; g/m^3 .
C_{vs} :	Contamination en masse de contaminant par volume total de sol, calculée selon l'approche de la capacité d'adsorption du sol; g/m^3 .
d_0 :	Diamètre minimum d'un sol; mm.
D_r :	Densité relative des grains.
d_s :	Diamètre qui représente 99% de la surface totale d'un sol; mm^2 .
D_{wV}^2 :	Variance de dispersion de v dans V .
ε_c :	Épaisseur de contaminant retenu par les particules, mm.
$E_n(d')$:	Espérance mathématique de $p_n(d) \cdot d^i$; $l \cdot mm^i$.
$E_{m<}(d')$:	Espérance mathématique de $p(d) \cdot d^i$; $mm^3 \cdot mm^i$.
$\gamma(h)$:	Variogramme théorique.
$\gamma_e(h)$:	Variogramme expérimental.
$\bar{\gamma}_n(h)$:	Variogramme normalisé moyen.
$\bar{\gamma}(v, v)$:	Variogramme moyen de toutes les paires de points comprises dans v .
$I(x_n, z)$:	Variable indicatrice au point $x_i = (x_i, y_i)$, pour le seuil z .

- μ : Multiplicateur de Lagrange.
- m_c : Masse de contaminant; g.
- m_f : Masse de sol sec inférieur à 2 mm (fin), g.
- m_s : Masse de sol sec, g.
- m_t : Masse totale de sol, g.
- n : Porosité, %.
- N : Nombre de particules d'un échantillon.
- $P_m(d)$: Proportion en masse de particules inférieures à d , %.
- $p_m(d)$: Fonction de distribution de la proportion en masse de particules inférieures à d , %.
- P_f : Proportion en volume de particules inférieures à 2 mm, %.
- $P_n(d)$: Proportion en nombre de particules inférieures à d , %.
- $p_n(d)$: Fonction de distribution de la proportion en nombre de particules inférieures à d , %.
- $P_s(d)$: Proportion en surface de particules inférieures à d , %.
- $p_s(d)$: Fonction de distribution de la proportion en surface de particules inférieures à d , %.
- $P_d(d)$: Proportion en diamètre de particules inférieures à d , %.
- $p_d(d)$: Fonction de distribution de la proportion en diamètre de particules inférieures à d , %.
- P_{sf} : Proportion en surface de particules inférieures à 2 mm, %.

- $P_v(d)$: Proportion de particules inférieures à d par unité de volume total de sol, g/cm^3 .
- ρ : Coefficient de corrélation de Cv_s et Cv_s^* .
- ρ_c : Masse volumique du contaminant, g/cm^3 .
- ρ_s : Masse volumique des grains solides, g/cm^3 .
- ρ_t : Masse volumique totale du sol, g/cm^3 .
- ρ_w : Masse volumique de l'eau, g/cm^3 .
- S : Surface totale des particules d'un échantillon, mm^2 .
- σ_v^2 : Variance de bloc v .
- σ_{ko}^2 : Variance de krigeage ordinaire.
- $U(x_i)$: Valeur de la fonction de densité cumulative expérimentale pour $C_{vs}(x_i, y_i)$.
- v : Volume d'un échantillon, cm^3 .
- v_s : Volume de sol sec d'un échantillon cm^3 .
- w : Teneur en eau massique, %.

N.B. : Dans le texte, lorsque les variables sont suivies d'un astérisque, celui-ci implique que la variable est une estimation. Une variable surmontée d'un trait indique une valeur moyenne.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Les normes gouvernementales concernant la contamination des sols par les métaux et par les matières organiques, à l'exception des composés aromatiques monocycliques volatils et des composés volatils halogénés, sont basées sur la masse de contaminant mesurée relativement à la masse de sol fin (< 2 mm), ci-après notée C_f . En ce qui a trait à la préparation de l'échantillon, la méthode d'analyse des paramètres organiques, se lit comme suit (MEF, 1990):

“Les échantillons sont passés sur un tamis #10 (2 mm) avant d'être extraits. Un poids d'environ 20 g est utilisé lors de l'extraction de ces composés.”

Les échantillons de sol pour l'analyse des métaux doivent également être tamisés à 2 mm. On suppose donc que le contaminant n'est retenu que par les particules fines (< 2 mm). La quantité approximative de sol nécessaire pour les analyses est de 100 g. Un échantillon doit être prélevé par bloc de 30 m³ (MEF, 1995) et la norme est muette quant au volume des échantillons prélevés.

Lors de la caractérisation des sites contaminés, on observe une grande variabilité des concentrations en polluant. Dans la pratique, cette variabilité est principalement imputée

au processus expérimental, sans tenir compte de la variabilité spatiale inhérente de certaines caractéristiques des sols.

Tout d'abord, la proportion de particules fines varie d'un sol à l'autre; ce fait est incontournable. Ainsi, si on mesure des concentrations C_f identiques d'un échantillon à l'autre, les concentrations par unité de volume et par conséquent la quantité totale de contaminant d'un site à l'autre, peuvent varier. La même observation s'applique pour un site à l'intérieur duquel la proportion de fines de même que la porosité sont variables. En fait, la caractérisation des sites contaminés, selon les normes actuelles, ne permet pas de déterminer la quantité de contaminant présent dans un volume de sol en place.

Pour illustrer ce fait, supposons deux sols de même masse volumique (ρ_t) et de même porosité (n), mais dont le pourcentage massique de fines, P_f , est de 60% pour l'un et de 30% pour le second. Si la proportion de contaminant relativement aux particules fines est identique pour chaque sol, les deux sites seront considérés identiquement contaminés, selon les normes actuelles. Par contre, en terme de masse de contaminant par unité de volume de sol en place, le sol constitué de 60% de particules fines est deux fois plus contaminé que le second. Ce même raisonnement s'applique lorsque la porosité varie d'un site à l'autre.

En second lieu, supposons que ces caractéristiques n et P_f varient à l'intérieur d'un même site, mais que la masse de contaminant par unité de volume, ci-après notée C_v , de ce site est constante. La concentration C_f mesurée sera alors variable d'un échantillon à l'autre. Donc, bien que la contamination du site soit la même en tout point, il est possible que la concentration C_f de certains blocs de sol dépasse les normes acceptables de pollution tandis que pour d'autres, elle soit en deçà. L'écart entre la concentration en polluant d'un bloc à l'autre dépend donc de la variabilité de n et de P_f .

De plus, l'analyse environnementale des échantillons est effectuée sur la fraction fine du sol seulement. Ceci implique que le contaminant n'est adsorbé que par ces particules. En d'autres termes, cela signifie que la surface totale des particules passant le tamis no 10 ($< 2\text{mm}$) représente, à toutes fins pratiques, la totalité de la surface des particules du sol. La concentration en contaminant mesurée est donc également fonction du pourcentage de la surface totale correspondant aux particules fines. Ce pourcentage est noté P_{sf} .

Le but premier de ce travail consiste à démontrer que la porosité et le pourcentage de particules fines, en termes de surface et de masse, sont des caractéristiques variables dans l'espace. De plus, il sera démontré que cette variabilité est en partie responsable des écarts de mesure en contaminant que l'on observe en pratique.

En un premier temps, la théorie soutenant les hypothèses et calculs est présentée au chapitre 2. Il y est démontré, comment la porosité et la proportion de fines influencent les mesures de teneur en polluant. Il est également expliqué, dans ce chapitre, comment l'expression analytique de la courbe granulométrique conventionnelle est estimée par la méthode de krigeage dual. Cette expression est requise pour déterminer les granulométries en nombre, diamètre et surface de particules, dont certains points sont utilisés dans le calcul de la concentration en contaminant.

Afin de démontrer que certaines caractéristiques du sol sont variables dans l'espace, un site de 110 m² a été échantillonné. La densité *in situ* (ρ_t), la courbe granulométrique, la teneur en eau massique (w) et la porosité (n) de chacun des échantillons ont été déterminées. Les méthodes de prélèvement ainsi que les résultats sont présentés au chapitre 3.

Le chapitre 4 est consacré à l'analyse de ces résultats. Tout d'abord, une analyse structurale de chacun des points de mesure des courbes granulométriques est effectuée. La modélisation d'un variogramme normalisé moyen qui représente la continuité spatiale de ces variables est défini, dans le but d'estimer, en tout point, les granulométries en volume.

Ce chapitre présente également le calcul théorique de la teneur en contaminant du site. Pour ce faire, deux approches différentes sont utilisées. La première consiste à supposer que la contamination est uniforme par unité de volume de sol. Les concentrations ainsi calculées sont fonction de la porosité et du pourcentage de particules fines. Pour la seconde, les calculs sont basés sur la capacité d'adsorption du sol. Cette capacité est déterminée à partir des granulométries en surface et en nombre de particules.

Le chapitre 5 porte sur l'estimation des teneurs en contaminants d'un site. La répartition spatiale des concentrations déterminées en chacun des points échantillonnés est analysée. A partir de la théorie de la géostatistique, les risques d'erreurs encourus, lorsque la contamination d'un volume de sol est déterminée à partir d'un seul échantillon, sont estimés. Par la suite, les techniques de krigeage ordinaire et de krigeage probabilité sont utilisées pour l'estimation de la teneur en contaminant en des points non échantillonnés. En dernier lieu, une méthode d'estimation des volumes de sol contaminés est proposée.

La conclusion présente une récapitulation des observations exposées dans ce travail et des recommandations pouvant en être tirées. De plus, ce chapitre ouvre la porte à de nouvelles recherches qui permettraient d'élargir les connaissances dans ce domaine.

CHAPITRE 2

THÉORIE

Le chapitre qui suit entend démontrer théoriquement comment la variabilité de la porosité et de la proportion en masse et en surface de particules fines d'un sol peuvent entraîner des erreurs d'appréciation de la qualité d'un site contaminé par des métaux ou par des matières organiques, à l'exception des composés aromatiques monocycliques et des composés volatils halogénés. Ceci sera vu aux sections 2.1 et 2.2.

La section 2.3 est consacrée à l'estimation par krigeage dual de l'expression analytique des courbes granulométriques en volume. Le calcul des granulométries en nombre, diamètre et surface de particules est présenté en 2.4. Pour terminer, les hypothèses permettant de déterminer le plus petit diamètre de particules ainsi que la forme de la portion des courbes en masse pour les diamètres inférieurs à 75 μm sont posées au point 2.5.

2.1 Influence de la porosité et du pourcentage de particules fines

La concentration en polluant d'un sol, C_f , est mesurée relativement à la masse sèche des particules passant le tamis no 10 (<2 mm) (MENVIQ, 1990). La proportion de ces particules fines ainsi que la masse volumique *in situ* du sol n'interviennent dans aucun

calcul. Ainsi, selon les normes, on suppose que la proportion de masse sèche de sol fin par unité de volume total de sol est constante d'un point à l'autre d'un site.

Lorsque N échantillons sont prélevés à l'intérieur d'un volume de sol, la teneur en polluant de ce volume est estimée, dans la pratique, par la moyenne des concentrations mesurées sur chaque échantillon. Soit:

$$\overline{C_v} = \frac{\sum_{i=1}^N C_{fi}}{N}, \quad [2-1]$$

avec : $C_{fi} = \frac{m_{ci}}{m_{fi}}$, la teneur en contaminant au point (x_i, y_i)

où : m_{ci} = masse de contaminant au point (x_i, y_i)

m_{fi} = masse de sol fin au point (x_i, y_i)

Si on fait l'hypothèse que tout le contaminant est rattaché physiquement aux particules < 2 mm, l'expression [2-1] peut être réécrite .

avec : P_f = Proportion en masse des particules < 2 mm, tirée de la courbe granulométrique conventionnelle,

n = porosité,

$(1-n) \cdot P_f$ = proportion des solides < 2 mm, (v_f/v_t) ,

D_r = Densité relative des grains (on considère ce paramètre constant),

v = volume de l'échantillon, cm^3 .

on a : $m_c = v \cdot D_r \cdot (1-n) \cdot P_f \cdot C_f$

où m_c = la masse de contaminant pour le volume v de l'échantillon, en gramme

et : $m_f = v \cdot D_r \cdot (1-n) \cdot P_f$

où m_f = la masse de sol fin (g)

La teneur en contaminant de l'échantillon de volume v est alors :

$$C_{\nu} = \frac{v \cdot D_r \cdot (1-n) \cdot P_f \cdot C_f}{v \cdot D_r \cdot (1-n) \cdot P_f} = C_f \quad [2-2]$$

Pour N échantillons de volume v identique, la concentration en contaminant moyenne d'un volume de sol $V = N \cdot v$, devient :

$$\overline{C}_{\nu} = \frac{\sum_{i=1}^N (1-n_i) \cdot P_{fi} \cdot C_{fi}}{\sum_{i=1}^N (1-n_i) \cdot P_{fi}} \quad [2-3]$$

Lorsque n et P_f sont constants, l'équation [2-1] est retrouvée. Toutefois, l'équation [2-3] démontre que la porosité et la proportion de particules fines ont une influence directe sur l'estimation de la concentration en contaminant d'un volume de sol. Donc, si P_f et n sont variables d'un échantillon à l'autre, la teneur en polluant d'un volume de sol calculée par [2-1] sera différente de celle calculée par [2-3].

2.2 Surface d'adsorption

La surface totale d'un échantillon de sol est déterminée par la somme des surfaces de tous les grains de cet échantillon. La surface des particules grossières n'a, à toutes fins pratiques, pas d'influence sur la surface totale de l'échantillon. Pour chaque type de sol, et même pour chaque échantillon, il existe un diamètre, noté ci-après d_s , dont la surface des particules qui lui sont inférieures représente, à 99 %, la surface totale de l'échantillon.

On pose l'hypothèse que le contaminant est retenu par les particules de diamètre inférieur ou égal à d_s . Selon les normes, le contaminant n'est mesuré que sur les particules inférieures à $d_s = 2$ mm. On doit donc supposer que la surface totale d'un échantillon est représentée par ces particules, et ce, pour tous les types de sol. Dans le texte qui suit, l'éventualité que le diamètre d_s soit différent de 2 mm est étudiée.

Supposons que la courbe de distribution des surfaces en fonction du diamètre est connue. On peut alors lire sur cette courbe à quel diamètre, d_s , réel correspond 99% de la surface totale. Si d_s est supérieur à 2 mm, on peut affirmer que la quantité totale de contaminant n'a pas été mesurée, puisqu'il existe des particules supérieures à 2 mm qui ont adsorbé le contaminant.

L'équation [2-3] doit alors être corrigée. Si on fait l'hypothèse que l'épaisseur du film de contaminant adsorbé est constante pour chaque particule, on obtient alors :

$$\bar{C}_v = \frac{\sum_{i=1}^n (1 - n_i) \cdot P_{fi} \cdot C_{fi}}{\sum_{i=1}^n (1 - n_i) \cdot P_{fi} \cdot P_{sfi}}, \quad [2-4]$$

où : P_{sfi} = Proportion en surface des particules inférieures à 2 mm de l'échantillon i.

2.3 Expression analytique des courbes granulométriques

La courbe granulométrique d'un sol est définie par quelques points seulement. Certains points précis de cette courbe sont utilisés pour déterminer plusieurs propriétés. Par exemple le diamètre des particules pour un pourcentage donné intervient dans l'estimation de la conductivité hydraulique, de l'ouverture de filtres et du coefficient d'uniformité, pour ne nommer que ceux-ci.

Il s'avère donc utile de connaître précisément la granulométrie d'un sol. De plus, dans le cadre de ce travail, l'expression analytique de la courbe granulométrique conventionnelle est requise pour le calcul des proportions en surface, en diamètre et en nombre de particules, ce qui implique certaines hypothèses sur la forme et la densité des particules.

Une courbe granulométrique est définie en son axe de coordonnées par le pourcentage passant et en abscisse par le logarithme du diamètre des particules. Puisque cette courbe est cumulative et donc croissante, on utilise le krigeage universel avec dérive d'ordre 1, dont les principes sont présentés à l'annexe A, afin d'estimer les points intermédiaires de la courbe.

Dans le système de krigeage sous forme duale (annexe A), posons que les variables aléatoires sont les données de pourcentage P et les positions x , le logarithme en base de 10 des diamètres correspondants. L'expression analytique de la courbe s'écrit alors :

$$P^*(x) = \sum_{i=1}^{n_t} b_i \cdot K(x, x_i) + b_{n+1} + b_{n+2} \cdot x \quad [2-5]$$

avec : $x = \log_{10}(\text{diamètre en mm})$

n_t = nombre de points de mesure (tamis)

b_i = Coefficients de krigeage.

Le modèle de covariance généralisée, $K(h)$, qui est utilisé, soit la spline cubique est :

$$K(h) = |h^3|,$$

avec : $h = |x - x_i|$

L'expression de $P^*(x)$ est obtenue par krigeage dual. Pour simplifier la notation, on note P_i pour $P(x_i)$. Les matrices de calcul sont :

$$K = \begin{bmatrix} K(x_1, x_1) & K(x_1, x_2) & \dots & K(x_1, x_{n_t}) & 1 & x_1 \\ K(x_2, x_1) & K(x_2, x_2) & \dots & K(x_2, x_{n_t}) & 1 & x_2 \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots & \vdots & \vdots \\ K(x_{n_t}, x_1) & K(x_{n_t}, x_2) & \dots & K(x_{n_t}, x_{n_t}) & 1 & x_{n_t} \\ 1 & 1 & \dots & 1 & 0 & 0 \\ x_1 & x_2 & \dots & x_{n_t} & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

$$k = \begin{bmatrix} K(x_1, x_0) \\ K(x_2, x_0) \\ \vdots \\ K(x_{n_t}, x_0) \\ 1 \\ x_0 \end{bmatrix} \quad \lambda = \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \vdots \\ \lambda_{n_t} \\ \mu_1 \\ \mu_2 \end{bmatrix} \quad \text{et} \quad P = \begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \\ \vdots \\ P_n \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

Il est à noter que cette méthode pour déterminer l'expression analytique des courbes n'assure pas que la courbe résultante soit croissante en tout point. En effet, si la disposition des données présente un plateau, le calcul induira probablement des dérivées négatives, puisque le modèle de covariance utilisé est la spline cubique qui est dérivable en chaque point.

Pour corriger une telle situation, une solution envisageable consiste à redresser la courbe en imposant une pente nulle en certains points critiques. Les calculs sont alors repris, mais cette fois, en utilisant la méthode du krigeage avec dérivée en présence d'une dérive. D'autres solutions sont envisageables comme l'utilisation combinée pour $K(h)$ de

$|h^3|$ et $|h|$ ou alors l'utilisation de $|h^3|$ seulement sur des portions de la courbe granulométrique.

Ce problème n'est pas élaboré plus en détail, puisque les granulométries des échantillons prélevés dans le cadre de ce travail ne présentent pas de plateau significatif pouvant conduire à des pentes négatives.

2.4 Granulométries en nombre, diamètre et surface

Il a été question, à la section 2.2, que la surface d'adsorption d'un échantillon de sol ainsi que la proportion des surfaces des particules pour un diamètre donné, sont des paramètres qui peuvent être nécessaires pour déterminer la quantité de contaminant présente dans un sol.

Suivant le principe qu'une courbe granulométrique peut être considérée comme une fonction de distribution, il est possible de déterminer l'expression des courbes en termes de nombre de particules, de diamètre et de surface, en posant l'hypothèse que les particules sont sphériques (G. Auvinet, 1989).

Soit : $P_m(d)$ = courbe granulométrique conventionnelle (en masse) ou fonction de distribution.

$$p_m(d) = \frac{\partial [P_v(d)]}{\partial d} = \text{fonction de densité de la granulométrie en masse.}$$

$P_n(d)$ et $p_n(d)$ = fonction de distribution et de densité de la courbe granulométrique exprimée en nombre de particules

On pose :

$$\alpha \cdot p_m(d) = p_n(d) \cdot d^3;$$

on a alors :
$$p_n(d) = \frac{\alpha \cdot p_m(d)}{d^3}$$

Comme la sommation d'une fonction de densité vaut 1, on a:

$$\int_{d_{\min}}^{d_{\max}} p_n(d) = \int_{d_{\min}}^{d_{\max}} \frac{\alpha \cdot p_m(d)}{d^3} = \alpha \cdot E_m(d^{-3}) = 1 ;$$

donc :
$$\alpha = 1 / E_m(d^{-3})$$

où : $E_m(d^{-3}) = \text{Espérance mathématique de } p_m(d)/d^3.$

On a alors :

$$p_n(d) = \frac{1}{E_m(d^{-3})} \cdot \frac{p_m(d)}{d^3} \quad [2-6]$$

Puisque l'intégrale d'une fonction de densité est égale à la fonction de distribution, on obtient la courbe granulométrique du nombre de particules par la relation suivante :

$$P_n(d) = \frac{I}{E_m(d^{-3})} \cdot \int_{d_{\min}}^d \frac{p_m(d)}{d^3} \cdot d d \quad [2-7]$$

Suivant le même raisonnement, la courbe granulométrique de la surface des particules, $P_s(d)$, se détermine comme suit :

$$p_s(d) = \alpha \cdot p_n(d) \cdot d^2$$

$$\text{donc : } \alpha = I/E_n(d^2)$$

On obtient alors l'équation de la courbe granulométrique en surface, à partir de la courbe en nombre :

$$P_s(d) = \frac{I}{E_n(d^2)} \cdot \int_{d_{\min}}^d p_n(d) \cdot d^2 \cdot d d \quad [2-8]$$

Cette même courbe peut être exprimée à partir de la courbe granulométrique en masse, car :

$$E_n(d^2) = \int_d p_n(d) \cdot d^2 \cdot d d = \frac{I}{E_m(d^{-3})} \int_d \frac{p_m(d) \cdot d^2}{d^3} \cdot d d$$

$$\text{donc : } E_n(d^2) = \frac{E_m(d^{-1})}{E_m(d^{-3})}$$

ce qui conduit à :

$$P_s(d) = \frac{I}{E_m(d^{-1})} \cdot \int_{d_{\min}}^d \frac{p_m(d)}{d} \cdot d d \quad [2-9]$$

Finalement, la courbe granulométrique en diamètre est calculée en posant

$p_d(d) = \alpha p_n(d) \cdot d$. On obtient alors :

$$P_d(d) = \frac{I}{E_m(d^{-2})} \cdot \int_{d_{\min}}^d \frac{p_m(d)}{d^2} \cdot d d \quad [2-10]$$

En général, l'espérance $E_m(d^*)$ est :

$$E_m(d^{-a}) = \int_{d_{\min}}^{d_{\max}} \frac{p_m(d)}{d^a} \cdot d d \quad [2-11]$$

• Calcul des granulométries en nombre, diamètre et surface

À la section 2.3, on a vu que l'expression de la courbe granulométrique en masse, obtenue par krigeage, s'écrit :

$$P_m^*(x) = \sum_{i=1}^{n_t} b_i \cdot |x - x_i|^3 + b_{n_t+1} + b_{n_t+2} \cdot x \quad [2-12]$$

avec : b_i = vecteur de krigeage,

n_t = nombre de données,

$$x = \log_{10}(d),$$

$$x_i = \log_{10}(d_i),$$

$$d = \text{diamètre résultat},$$

$$d_i = \text{diamètre observé}.$$

et : $d = 10^x = e^{x \ln(10)},$

$$\log_{10}(d) = \frac{\ln(d)}{\ln(10)}.$$

Pour utiliser les relations [2-7] à [2-10], on doit convertir l'équation [2-12] :

$$P^*(x) \rightarrow P^*(d).$$

On a :

$$P_m^*(d) = \sum_{i=1}^{n_i} b_i \cdot \left| \frac{\ln(d) - \ln(d_i)}{\ln(10)} \right|^3 + b_{n_i+1} + b_{n_i+2} \cdot \frac{\ln(d)}{\ln(10)}, \quad [2-13]$$

La fonction de densité $p_m^*(d)$ s'obtient en dérivant $P_m^*(d)$ par rapport à d :

$$p_m^*(d) = \sum_{i=1}^{n_i} \left[\frac{3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i}{d \cdot \ln(10)} \cdot \left(\frac{\ln(d) - \ln(d_i)}{\ln(10)} \right)^2 \right] + \frac{b_{n_i+2}}{d \cdot \ln(10)} \quad [2-14]$$

avec : $\varepsilon_i = -1$ pour $x < x_i$

$\varepsilon_i = 1$ pour $x > x_i$

$$\text{d'où : } p_m^*(x) = \sum_{i=1}^{n_t} \left[\frac{3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i}{10^x \cdot \ln(10)} \cdot (x - x_i)^2 \right] + \frac{b_{n_t+2}}{10^x \cdot \ln(10)} \quad [2-15]$$

L'expression générale $\frac{\int p_m(d)}{d^a} \cdot \partial d$, en terme de x est :

$$\text{avec : } d^a = 10^{a \cdot x} = e^{a \cdot x \cdot \ln(10)}$$

$$\text{et } \frac{\partial d}{\partial x} = \frac{d \cdot e^{x \cdot \ln(10)}}{\partial x} = \ln(10) \cdot e^{x \cdot \ln(10)}$$

Alors :

$$\begin{aligned} \int \frac{p_m(d)}{d^a} \cdot \partial d &= \int \frac{p_m(x)}{e^{a \cdot x \cdot \ln(10)}} \cdot \ln(10) \cdot e^{x \cdot \ln(10)} \cdot \partial x \\ &= \int \frac{\left[\sum_{i=1}^{n_t} 3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i \cdot (x - x_i)^2 + b_{n_t+2} \right]}{\ln(10) \cdot e^{x \cdot \ln(10)}} \cdot \frac{\ln(10) \cdot e^{x \cdot \ln(10)}}{e^{a \cdot x \cdot \ln(10)}} \cdot \partial x \end{aligned}$$

donc:

$$\int \frac{p_m(d)}{d^a} \partial d = \int \sum_{i=1}^{n_t} 3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i \cdot (x - x_i)^2 \cdot e^{c \cdot x} \cdot \partial x + \int b_{n_t+2} \cdot e^{c \cdot x} \cdot \partial x \quad [2-16]$$

$$\text{avec : } c = -a \cdot \ln(10)$$

On pose :

$$I(x, c) = \int \sum_{i=1}^{n_t} 3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i \cdot (x - x_i)^2 \cdot e^{c \cdot x} \cdot \partial x$$

et :
$$B(x, c) = \int b_{n_i+2} \cdot e^{cx} \cdot \partial x.$$

La solution de l'intégrale $I(x, c)$ est :

$$I(x, c) \Big|_{x=r}^{x=s} = \sum_{i=1}^n 3 \cdot b_i \cdot \varepsilon_i \cdot \frac{e^{cx}}{c^3} \cdot [I + (c \cdot x - c \cdot x_i - I)^2] \Big|_{x=r}^{x=s} \quad [2-17]$$

La solution de l'intégrale $B(x, c)$ est :

$$B(x, c) \Big|_{x=r}^{x=s} = \frac{b_{n_i+2} \cdot e^{cx}}{c} \Big|_{x=r}^{x=s} \quad [2-18]$$

L'expression analytique de la courbe granulométrique exprimée en surface est :

$$P_s^*(d) = \frac{l}{\int_{d_{\min}}^{d_{\max}} \frac{p_m(d)}{d} \cdot \partial d} \cdot \int_{d_{\min}}^d \frac{p_m(d)}{d} \cdot \partial d \quad [2-19]$$

En utilisant les paramètres $I(x, c)$ et $B(x, c)$, on réécrit l'expression [2-19]:

$$P_s^*(d) = \frac{I(x, c) \Big|_{x_{\min}}^x + B(x, c) \Big|_{x_{\min}}^x}{I(x, c) \Big|_{x_{\min}}^{x_{\max}} + B(x, c) \Big|_{x_{\min}}^{x_{\max}}} \quad [2-20]$$

avec : $c = -l \ln(10).$

L'équation [2-20] est la même pour les courbes en nombre et en diamètre, avec :

$$c = -3 \ln(10), \quad \text{pour } P_n^*(d)$$

et $c = -2 \ln(10), \quad \text{pour } P_d^*(d).$

La figure suivante illustre les diverses granulométries ainsi calculées à partir de 7 points de mesure (tamis).

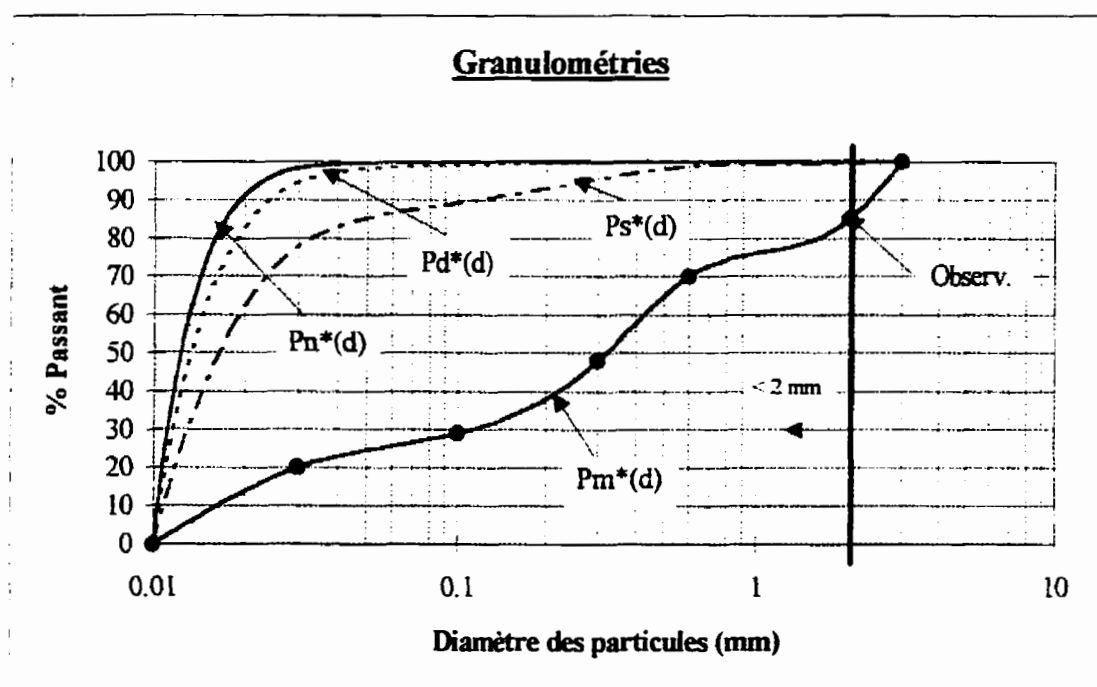


Figure 2.1 : Exemple de granulométries en nombre, diamètre et surface

De cette figure, on peut voir que la courbe conventionnelle $P_m^*(d)$ se démarque nettement des autres. Par exemple, le pourcentage de particules inférieures à 2 mm, est pratiquement de 100% pour les courbes en nombre, diamètre et surface, tandis qu'il est

de 85% pour la courbe en volume. On observe ainsi que les particules les plus petites, par exemple plus petites que d_{10} , comptent pour 50 % de la surface totale des grains. Il devient nécessaire de déterminer le diamètre minimum des grains.

2.5 Diamètre minimum des grains

Le calcul des différentes courbes granulométriques implique que le diamètre des plus petites particules de l'échantillon, d_o , pour lequel $P_{n,d,s}(d_o) = 0\%$, soit connu. En pratique, par l'analyse granulométrique ou par sédimentométrie, il n'est pratiquement pas possible de déterminer ce diamètre. Pour ce faire, certaines hypothèses doivent être posées.

Rappelons, tout d'abord, que les particules d'argile ont tendance à former des agrégats. D'après *Mitchell (1993)*, sur toutes surfaces d'un solide, il existe un champ de forces non équilibrées. Ces forces peuvent être équilibrées par attraction ou adsorption de molécules de la phase adjacente à la particule, par cohésion avec la surface d'une autre particule de même substance ou par ajustement de la structure sous la surface du solide. Ces forces sont proportionnelles à la surface spécifique de la particule, et toujours selon Mitchell, seules les particules de diamètre inférieur à $2\ \mu\text{m}$ sont influencées par ces forces.

Yong et Sheeran (1973) considèrent que la surface des silts peut influencer leur comportement. Selon ces auteurs, il est donc possible que des particules silteuses soient agglomérées.

Selon *Kovács (1981)*, le défloculant utilisé lors de l'analyse sédimentométrique a pour but de briser les agrégats. La courbe granulométrique réelle est alors différente de la courbe déterminée en laboratoire, puisque certains grains sont considérés isolés alors qu'en réalité, ils ne sont pas indépendants et forment des peds. Il sera vu au prochain chapitre, que les sédimentométries effectuées dans le cadre de ce travail, on été effectuées seulement sur les particules inférieures à 75 μm . Les particules supérieures à ce diamètre n'ont alors pas été défloculées. On peut donc supposer que seule la portion de la courbe granulométrique inférieure à 75 μm ne représente pas exactement la réalité, dans le cadre de la présente étude.

Plusieurs facteurs entrent en jeu lors de l'agglomération des particules. La minéralogie des particules, la quantité de particules argileuses, la composition chimique du liquide interstitiel ou le mode de formation du sol, sont autant de facteurs influents. On ne peut donc pas, de façon rigoureuse, déterminer exactement la forme de la partie de la courbe granulométrique en deçà de 75 μm . On pose alors comme première hypothèse que la distribution des grains entre la plus petite agglomération de particules et les particules de 75 μm est linéaire.

Pour la présente étude, on pose comme seconde hypothèse, que les dimensions de la molécule de contaminant sont supérieures aux diamètres des pores à l'intérieur des peds et que le contaminant est adsorbé par la surface des peds et non par la surface des grains individuels.

Il s'agit maintenant de déterminer le diamètre minimum des peds qui sera utilisé pour les calculs de granulométries. Pour ce faire, l'influence de ce diamètre minimum sur les courbes granulométrique en surface est étudiée. La figure 2.2 illustre quatre courbes en surface calculées à partir d'une même courbe en volume, mais dont le diamètre minimum est différent. Tel que mentionné plus haut, la portion inférieure à $75\ \mu\text{m}$ de la courbe en volume est approximée par une droite.

D'après la figure 2.2, dont la courbe en volume est celle d'un échantillon représentatif de la présente étude, on voit donc que le choix du diamètre minimum n'a que peu d'influence, dans ce cas, sur la proportion en surface des fines. En effet, pour une variation de près de trois ordres de grandeurs, on observe des différences en proportion P_{S_f} d'environ 4% (figure 2.2).

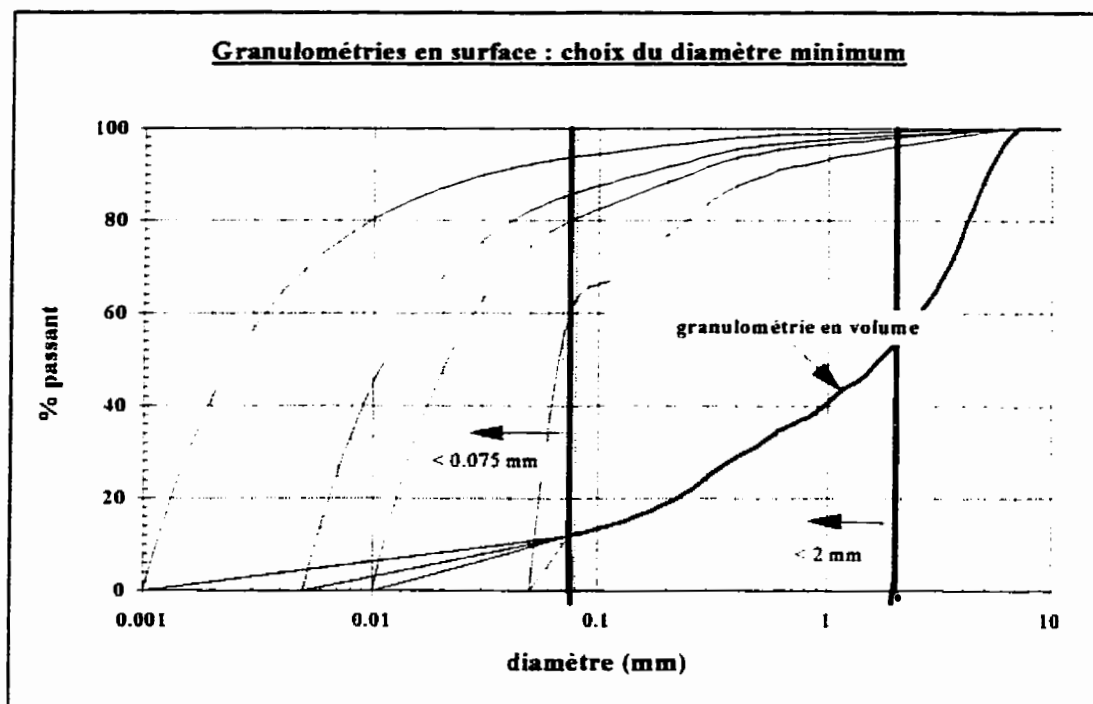


Figure 2.2 : Influence du diamètre minimum sur les granulométries en surface

Dans la littérature, on retrouve plusieurs photographies d'agglomération de particules dont le diamètre est rarement inférieur à 5 ou 10 μm . À la lumière de ce qui précède, tous les échantillons prélevés dans le cadre de ce travail auront une courbe granulométrique en volume dont le segment compris entre 10 et 75 μm est linéaire et avec $P(0,01) = 0\%$.

* * *

Dans ce chapitre, nous avons vu théoriquement comment la porosité et la proportion de particules fines peuvent influencer les concentrations en contaminant. De plus, les

principes qui permettent d'établir les courbes granulométriques en terme de nombre, diamètre et surface de particules ont été définis.

Au cours de ce travail, un site de 110 m² a été échantillonné. La porosité ainsi que les courbes granulométriques conventionnelles de chaque échantillon ont été déterminées. Le processus expérimental de même que les caractéristiques géotechniques mesurées sont exposés au chapitre qui suit. Les principes théoriques élaborés dans le présent chapitre seront mis en application subséquemment lors de l'analyse des résultats expérimentaux.

CHAPITRE 3

EXPÉRIMENTATION

Afin de rencontrer l'objectif premier de cette étude, qui consiste à démontrer que la porosité et la proportion de particules fines sont des caractéristiques variables qui ont une influence sur la variabilité des teneurs en contaminant mesurées, un site de 110 m² a été échantillonné. La méthode de prélèvement, les analyses effectuées ainsi que les résultats obtenus sont présentés dans ce chapitre.

Le terrain est situé sur l'île de Montréal dans une région où la formation géologique date de l'épisode de la Mer de Champlain. Le dépôt meuble y est formé de sédiments d'eau profonde, soit d'argile et de limon calcaire par endroits, avec la présence de coquillages marins caractéristiques de "l'argile Leda".

La couche superficielle du site est un remblai de sable et gravier, sol de surface typique des zones urbaines. La dénivellation du terrain est pratiquement nulle.

3.1 Échantillonnage

La superficie du site est de $10 \times 11 \text{ m}^2$, et la grille d'échantillonnage est régulière et de $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$. L'emplacement des échantillons, identifié à l'aide de clous étiquetés selon leur position a été mesuré à l'aide de deux chaînes d'arpenteur.

Le sol a été prélevé à l'aide d'un pic et d'une truelle, à une profondeur ne dépassant pas 30 cm. Le volume de chaque échantillon est d'environ 1 l ($1\,000 \text{ cm}^3$).

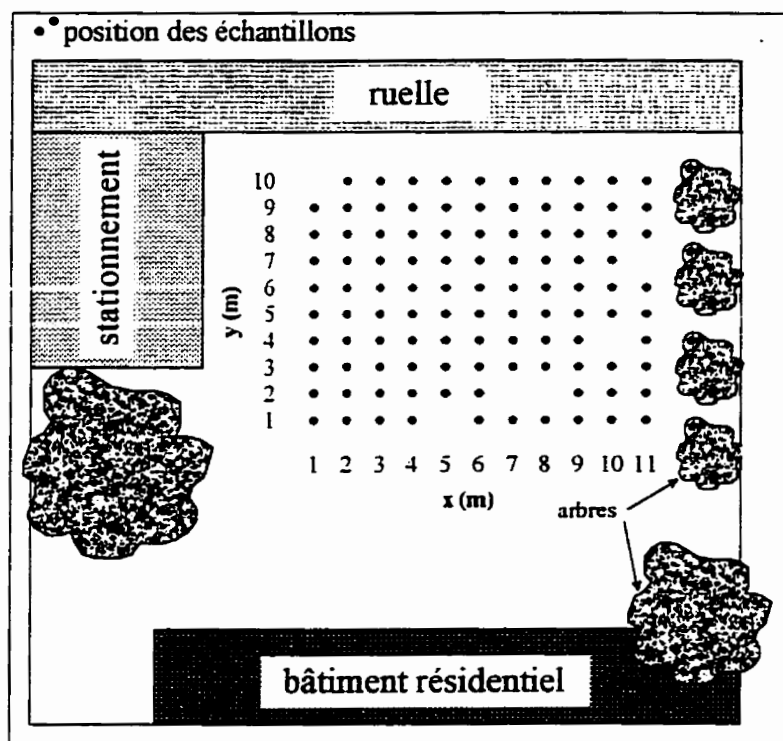


Figure 3.1: Schéma du site étudié

Six échantillons, identifiés à la figure 3.1, n'ont pu être prélevés, en raison de la présence de gros cailloux ou de racines. Au total, 104 spécimens ont été recueillis et conservés dans des sacs de plastique scellés hermétiquement, de façon à maintenir la teneur en eau constante. Les échantillons ont été entreposés dans une chambre humide avant de subir les analyses en laboratoire.

La campagne de prélèvement s'est échelonnée sur une période de trois semaines.

3.2 Masse volumique *in situ*, ρ_t

Lors du prélèvement de chaque échantillon, la masse volumique du sol en place a été mesurée selon la méthode de la membrane flexible de caoutchouc (ASTM-D-2167). Cette méthode consiste à déterminer le volume de l'excavation par un ballon de latex rempli d'eau dont le volume est mesuré par un cylindre gradué. La densité totale *in situ* est déterminée en divisant la masse de sol humide prélevé par le volume de l'excavation. La figure 3.2 illustre l'appareillage utilisé.

La précision du cylindre gradué est de $\pm 10 \text{ cm}^3$ tandis que celle de la balance est de $\pm 0,5 \text{ g}$. La masse volumique totale du sol au point d'échantillon est :

$$\rho_t = \frac{m_t}{v - v_o}$$

- où : m_r = Masse de sol humide, g;
 v_0 = Volume initial, avant excavation, cm^3 ;
 v = Volume de l'excavation.

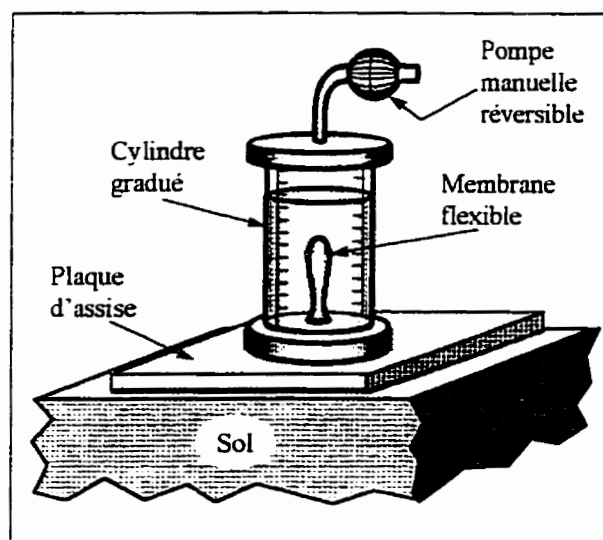


Figure 3.2 : Appareillage de mesure de masse volumique *in situ*

Cette méthode de mesure de la masse volumique *in situ* ne peut être utilisée pour des sols organiques saturés ni pour des sols plastiques qui pourraient se déformer sous l'application de la pression. Le sol du site étudié ici se prête très bien à cette méthode puisqu'il contient très peu de particules supérieures à 25 mm et que les parois de l'excavation demeuraient stables tout au long des manipulations.

La reproductibilité des résultats obtenus par cette méthode dépendent du manipulateur. Pour l'étude présentée ici, toutes les mesures ont été effectuées par le même opérateur. De plus tout au long de la campagne de prélèvement, certaines valeurs ont été mesurées à deux reprises afin de s'assurer de la qualité des mesures.

3.3 Analyses en laboratoire

3.3.1 Teneur en eau, w

La teneur en eau de chaque échantillon a été mesurée en laboratoire. Le sol a été retiré de son sac, pesé (m_t), puis séché au four pendant 24 h. La teneur en eau s'obtient par la relation suivante :

$$w = \frac{m_t - m_s}{m_s} \cdot 100\%$$

où: m_t = Masse de sol humide, g;

m_s = Masse de sol sec, g;

$m_t - m_s$ = Masse d'eau contenue dans l'échantillon, g.

La précision de la balance utilisée est de $\pm 0,005$ g.

3.3.2 Densité relative des grains, D_r ,

La densité relative des grains est le rapport de leur masse volumique à celle de l'eau. Les essais ont été réalisés suivant la méthode standardisée D-854 de l'ASTM.

Une masse d'environ 50 g de sol sec représentatif d'un échantillon est submergée dans un pycnomètre calibré contenant de l'eau distillée. La masse du pycnomètre rempli de la solution d'eau et de sol est mesurée. Le volume du pycnomètre est calibré; la masse d'eau requise pour le remplir, à une température donnée, est connue. La densité relative est le rapport de la masse de sol sec à la masse d'eau déplacée par le sol :

$$D_r = \frac{m_s}{m_{\eta}(\text{étalon}) - (m_{\eta} + m_{eau} - m_s)}$$

où : m_s = Masse de sol sec, g;

$m_{\eta}(\text{étalon})$ = Masse du pycnomètre rempli d'eau pour une température donnée, g;

m_{η} = Masse du pycnomètre vide, g.

Comme la densité relative des grains est une caractéristique des sols qui varie peu, trois analyses seulement ont été réalisées. La valeur de D_r utilisée dans les calculs subséquents est la moyenne des trois résultats obtenus, soit $D_r = 2,71$.

3.3.3 Analyse granulométrique

La courbe granulométrique de chaque échantillon a été déterminée. Après séchage au four, l'échantillon a été divisé au séparateur, afin d'obtenir un spécimen représentatif d'environ 500 g. Les analyses ont été réalisées suivant la norme D-422 de l'ASTM.

La proportion de particules supérieures à 75 µm (tamis #200) a été mesurée à l'aide de 24 tamis. Ce nombre élevé de tamis a été choisi afin d'obtenir des courbes suffisamment précises. Le pourcentage de particules inférieures à un diamètre d est donné par l'équation suivante :

$$P_m(d_i) = 1 - \frac{\sum_{j=1}^i m_j}{m_t}$$

où : $P_m(d_i)$ = Pourcentage de particules passant le tamis i ,

m_j = Masse de sol retenu sur le tamis j , g,

m_t = Masse totale de sol tamisé, g.

Des analyses par sédimentométrie ont été réalisées sur les particules passant le tamis #200 de cinq échantillons. Bien que les résultats de ces essais n'étaient pas requis pour la présente étude (cf section 2.5), ils ont été effectués afin d'avoir la forme de la courbe en deçà de 75 µm. De plus, ces quelques analyses permettent d'observer la variabilité des pourcentages de particules passant le tamis #200 relativement à celle des particules plus

grossières. Les cinq échantillons choisis présentent des granulométries dont la portion supérieure à 75 μm sont différentes.

3.3.4 Porosité

La porosité du sol en un point échantillonné, s'obtient par la relation suivante :

$$n = 1 - \frac{\rho_t}{\rho_s \cdot \left(\frac{100 + w}{100} \right)} \cdot 100\%$$

avec : ρ_t = Masse volumique totale *in situ*, g/cm^3

$\rho_s = D_r \rho_w$, masse volumique des grains solides en g/cm^3

$\rho_w = 1 \text{ g/cm}^3$,

w = teneur en eau, %.

3.4 Calculs d'erreurs

3.4.1 Masse volumique totale *in situ*

On a : $\rho_t = \frac{m_t}{v - v_o}$

L'erreur est déterminée par :

$$\Delta \rho_t = \left| \frac{\partial \rho_t}{\partial m_t} \right| \cdot \Delta m_t + \left| \frac{\partial \rho_t}{\partial v} \right| \cdot \Delta v + \left| \frac{\partial \rho_t}{\partial v_o} \right| \cdot \Delta v_o$$

donc:
$$\Delta\rho_t = \frac{\Delta m_t}{v - v_o} + (\Delta v \cdot + \Delta v_o) \cdot \left(\frac{m_t}{(v - v_o)^2} \right)$$

avec : $\Delta m = 0,5 \text{ g},$

$\Delta v \text{ et } \Delta v_o = 10 \text{ cm}^3,$

$m = \text{moyenne de } 2\,000 \text{ g},$

$v - v_o = \text{moyenne de } 1\,000 \text{ cm}^3.$

L'erreur moyenne de la masse volumique totale *in situ* vaut donc :

$$\Delta\rho_t = \pm 0,04 \text{ g/cm}^3$$

3.4.2 Teneur en eau

On a :
$$w = \frac{m_t - m_s}{m_s} \cdot 100\%$$

L'erreur est déterminée par :

$$\Delta w = \left| \frac{\partial w}{\partial m_t} \right| \cdot \Delta m_t + \left| \frac{\partial w}{\partial m_s} \right| \cdot \Delta m_s$$

donc :
$$\Delta w = \left(\frac{\Delta m_t}{m_s} + \Delta m_s \cdot \frac{m_t}{m_s^2} \right) \cdot 100\%$$

avec : $\Delta m_t = \Delta m_s = 0,01 \text{ g}$,

m_t = moyenne de 2 000 g,

m_s = moyenne de 1 800 g.

L'erreur moyenne de la teneur en eau ainsi calculée est donc pratiquement nulle.

Toutefois, une erreur peut subsister à cause de la qualité du séchage. On utilisera donc, dans les calculs, une erreur de la teneur en eau de:

$$w = \pm 1 \%$$

3.4.3 Pourcentage passant

L'erreur associée au pourcentage passant varie en fonction du diamètre d . L'erreur calculée ici est celle pour les particules passant le tamis #10; soit pour P_f :

$$\text{On a: } P_f = \left[1 - \frac{m_g}{m_t} \right] \cdot 100\%$$

où : $m_g = \sum_{i=1}^n m_i$, $n = 8$ car le tamis #10 est en 8^e position dans la batterie de tamis,

m_i = masse retenue sur le tamis i ,

m_t = masse de sol tamisé.

L'erreur est déterminée par :

$$\Delta P_f = \left| \frac{\partial P_f}{\partial m_t} \right| \cdot \Delta m_t + \left| \frac{\partial P_f}{\partial m_s} \right| \cdot \Delta m_s$$

donc :
$$\Delta P_f = \left(\frac{\Delta m_s}{m_t} + \Delta m_t \cdot \frac{m_s}{m_t^2} \right) \cdot 100\%$$

avec : $\Delta M_T = 0,5 \text{ g,}$

$$\Delta m_s = \sum_{i=1}^8 \Delta m_i, \text{ comme } \Delta m_i = \text{constante} = 0,5 \text{ g : } \Delta m_s = 8 \cdot \Delta m = 4 \text{ g.}$$

$$m_s = \text{moyenne de } 230 \text{ g,}$$

$$m_t = \text{moyenne de } 500 \text{ g.}$$

L'erreur du pourcentage passant le tamis #10 vaut donc :

$$\Delta P_f = 0,8 \text{ \%}.$$

3.4.4 Porosité

On a :
$$n = 1 - \frac{\rho_t}{\rho_s \cdot \left(\frac{100 + w}{100} \right)} \cdot 100\%$$

L'erreur est déterminée par :

$$\Delta n = \left| \frac{\partial n}{\partial \rho_t} \right| \cdot \Delta \rho_t + \left| \frac{\partial n}{\partial \rho_s} \right| \cdot \Delta \rho_s + \left| \frac{\partial n}{\partial w} \right| \cdot \Delta w$$

$$\text{donc : } \Delta n = \left(\frac{\Delta \rho_t}{\rho_s \cdot \left(\frac{100+w}{100} \right)} + \frac{\Delta \rho_s \cdot \rho_t}{\rho_s^2 \cdot \left(\frac{100+w}{100} \right)} + \frac{\Delta w \cdot \rho_t}{\rho_s \cdot \left(\frac{w}{100} \right)^2} \right) \cdot 100\%$$

$$\text{avec : } \rho_s = 2,71 \text{ g/cm}^3,$$

$$\rho_t = \text{moyenne de } 2,16 \text{ g/cm}^3,$$

$$w = \text{moyenne de } 4,5 \%,$$

$$\Delta \rho_t = 0,04 \text{ g/cm}^3,$$

$$\Delta \rho_s = 0,01 \text{ g/cm}^3,$$

$$\Delta w = 1\%$$

L'erreur de la porosité vaut donc :

$$\Delta n = \pm 2,45 \%$$

3.5 Présentation des résultats

3.5.1 Courbes granulométriques

La figure suivante présente le fuseau des courbes granulométriques en masse des 104 échantillons. La partie inférieure à 75 μm est représentée par la moyenne des 5 analyses sédimentométriques.

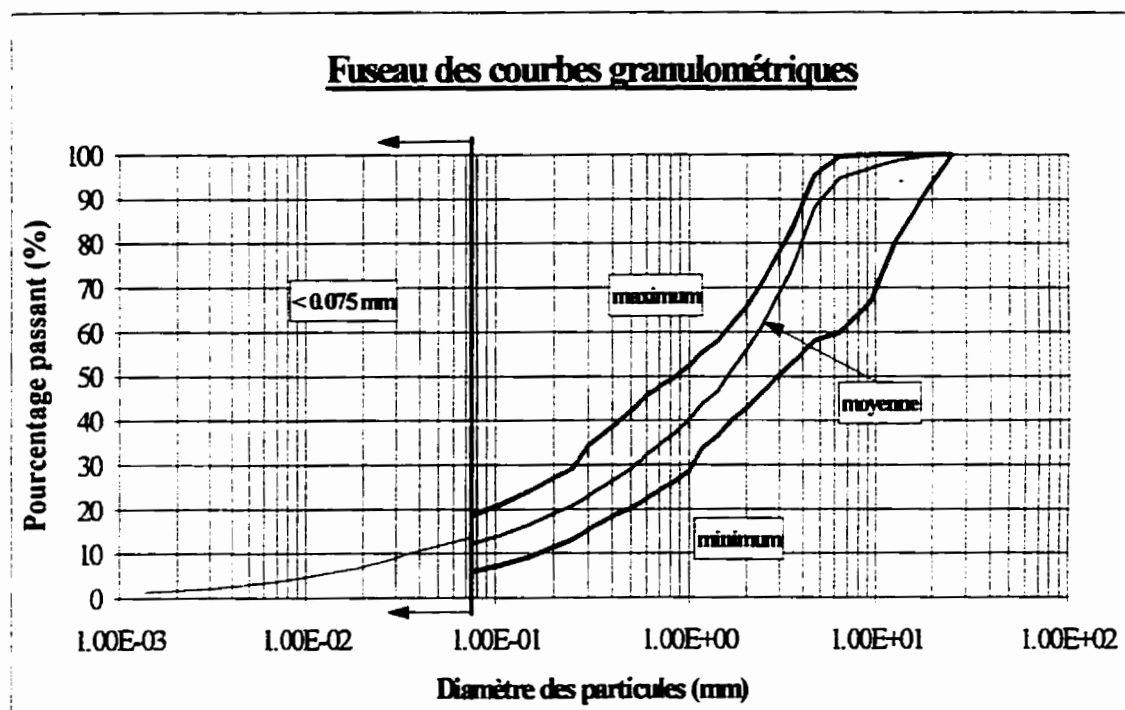


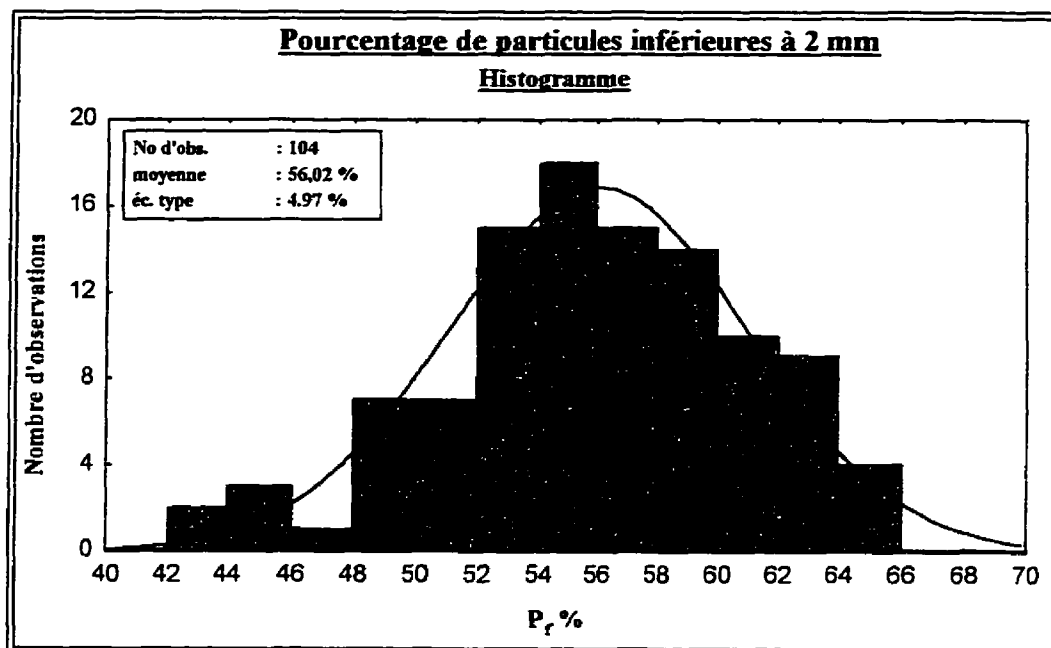
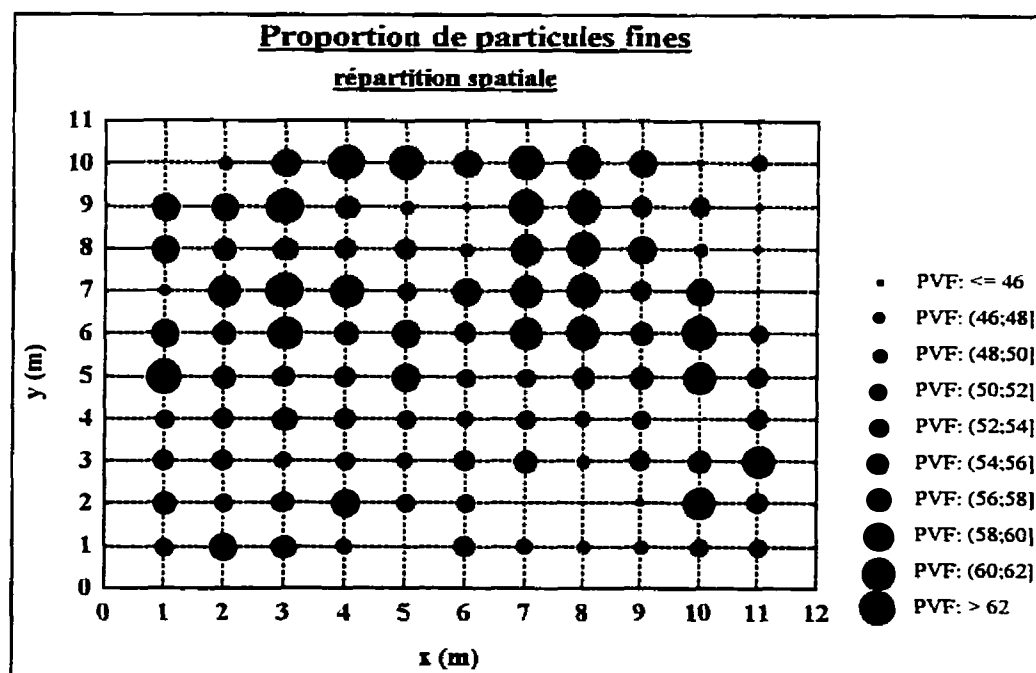
Figure 3.3 : Fuseau des courbes granulométriques en masse

On retrouve au tableau 3.1 de la page suivante, un sommaire des statistiques de $P_m(d)$.

Tableau 3.1 : Statistiques des granulométries en masse

Diamètre mm	N # d'éch.	Minimum (%)	Maximum (%)	moyenne (%)	variance	Écart-type (%)
25,40	104	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
19,05	104	92,40	100,00	99,79	0,94	0,97
12,70	104	80,23	100,00	98,71	12,16	3,49
9,53	104	67,12	100,00	97,04	41,66	6,45
6,35	104	59,88	99,51	94,71	68,28	8,26
4,70	104	58,12	95,48	88,36	54,76	7,40
3,35	104	52,25	81,67	72,72	37,30	6,11
2,38	104	46,06	70,59	61,06	28,18	5,31
2,00	104	42,82	65,72	56,02	24,69	4,97
1,68	104	40,00	61,94	51,49	22,07	4,70
1,41	104	36,50	57,88	46,78	19,33	4,40
1,19	104	33,97	55,63	44,06	18,27	4,27
1,00	104	28,48	52,48	40,29	17,76	4,21
0,85	104	26,16	49,77	37,23	15,91	3,99
0,71	104	24,26	47,75	34,81	14,60	3,82
0,60	104	22,36	45,50	32,32	13,24	3,64
0,50	104	20,04	42,12	29,10	12,46	3,53
0,43	104	18,99	39,64	27,21	11,68	3,42
0,30	104	15,33	34,23	22,98	10,49	3,24
0,25	104	13,08	29,13	20,85	9,39	3,07
0,21	104	11,78	27,53	19,47	8,95	2,99
0,15	104	9,16	23,98	16,57	7,88	2,81
0,11	104	7,29	20,96	14,06	6,54	2,56
0,075	104	5,79	18,47	12,22	6,67	2,58

La figure 3.4 illustre l'histogramme des proportions en volume observées des particules inférieures à 2 mm, P_f , tandis que la figure 3.3 en présente la répartition spatiale.

Figure 3.4 : Histogramme de P_f Figure 3.5 : Répartition spatiale de P_f

D'après la figure 3.5, on peut prétendre que P_f dépend de la position de l'échantillon. La méthode des fenêtres mobiles est utilisée afin de déceler des anomalies potentielles et de vérifier si la moyenne des P_f est non stationnaire. Les fenêtres couvrent une superficie de 4 m² et se chevauchent sur une bande de 1 m dans les deux directions x et y . Les résultats obtenus sont les suivants :

Tableau 3.2 : Moyennes de P_f (%) calculées par la méthode des fenêtres mobiles

moyennes		x →					
		2,5	4,5	6,5	8,5	10,5	moyenne
↑	8,5	58,18	56,70	58,44	58,98	52,40	56,94
	6,5	57,19	56,27	56,90	58,19	55,00	56,71
	4,5	55,52	54,85	52,46	55,38	56,35	54,91
y	2,5	55,15	54,21	52,44	52,70	54,43	53,79
moyenne		56,51	55,51	55,06	56,31	54,54	

D'après ces résultats, on peut conclure que les valeurs sont très légèrement influencées par leur position. La tendance qui semblait se démarquer à la figure 3.5 n'est pas confirmée par la méthode des fenêtres mobiles. On assumera donc, pour les analyses subséquentes que le pourcentage en volume des particules passant le tamis #10 est une fonction stationnaire.

3.5.2 Teneur en eau, densité totale *in situ* et porosité

Le tableau suivant contient quelques statistiques des observations :

Tableau 3.3 : statistiques de n , ρ et w

	w (%)	ρ_t (g/cm ³)	n (%)
minimum	2,42	1,83	15,33
maximum	7,84	2,39	35,97
moyenne	4,54	2,16	23,76
variance	0,91	0,01	16,31
écart type	0,95	0,11	4,04

L'histogramme des porosités observées est illustré à la figure suivante.

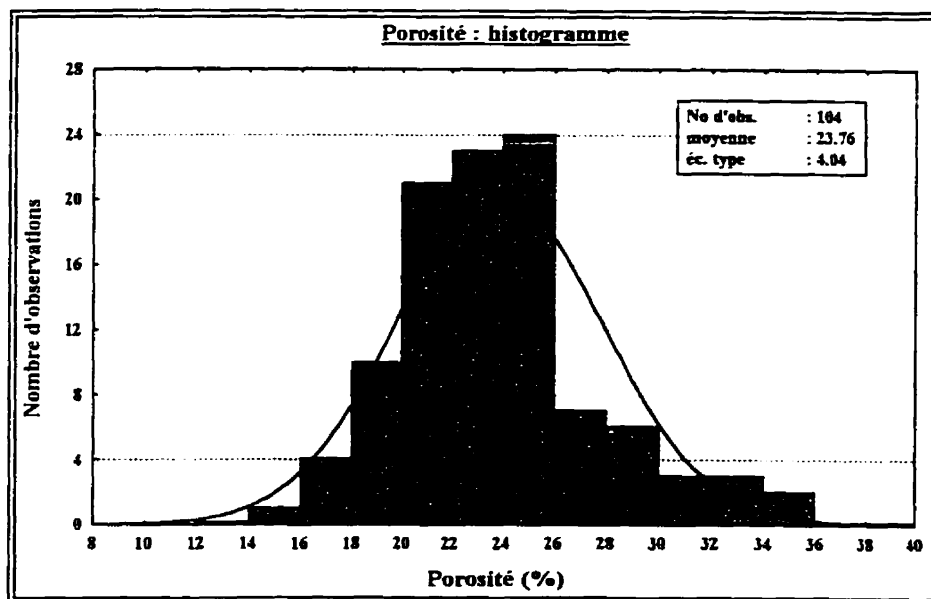


Figure 3.6 : histogramme de la porosité

La figure 3.7 présente la répartition des valeurs de porosité observées en fonction de leur position.

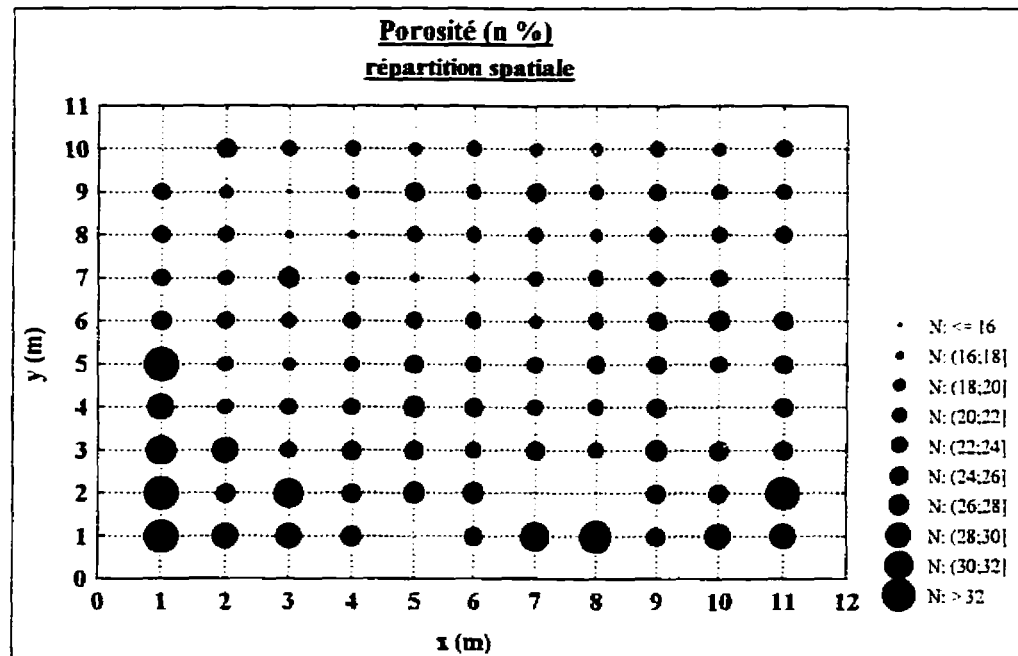


Figure 3.7 : Répartition spatiale de la porosité

On voit nettement que la porosité diminue dans la direction des y positifs. Pour confirmer qu'il y a présence d'une dérive, la méthode de la fenêtre mobile a été appliquée aux données. Tout comme dans le cas de P_f , la superficie des fenêtres est de 4 m^2 et elles se chevauchent sur une bande de 1 m dans les deux directions. Les résultats obtenus sont présentés au tableau suivant.

Tableau 3.4 : Moyennes de la porosité calculées par la méthode des fenêtres mobiles

moyennes		x →					
		2,5	4,5	6,5	8,5	10,5	moyenne
	8,5	20,55	19,81	20,43	20,93	21,58	20,66
	6,5	21,86	20,93	21,64	22,49	23,61	22,11
	4,5	24,25	23,37	24,89	24,24	25,34	24,42
y	2,5	27,60	25,94	26,15	26,21	26,83	26,54
moyenne		23,56	22,51	23,28	23,47	24,34	

On constate effectivement, d'après ces résultats que la porosité varie légèrement selon l'axe des y tandis qu'elle est pratiquement stationnaire suivant la direction x.

* * *

Les résultats obtenus de l'analyse des échantillons montrent clairement que la porosité et la proportion en volume de particules sont des caractéristiques variables selon leur position. En effet, pour la porosité, on observe un écart type entre les données de 4,04 %, tandis que l'erreur de mesure est de $\pm 1,7$ %. La moyenne est 23,76 %. En ce qui a trait à la proportion de particules inférieures à 2 mm, l'écart type est de 4,97 % et l'erreur de mesure est de $\pm 0,8$ %. La moyenne des observations est de 56,02 %. Ces deux caractéristiques suivent une distribution qui s'approche de la loi normale.

CHAPITRE 4

ANALYSE DES RÉSULTATS

L'analyse des échantillons a permis de démontrer que la porosité et la proportion en masse de particules fines sont des paramètres variables dans l'espace. Dans ce chapitre, deux principaux thèmes découlant de cette observation sont abordés.

Tout d'abord, une analyse des granulométries en volume est effectuée dans le but d'estimer les courbes granulométriques en tous points du champ. La méthode d'estimation choisie dans le cadre de cet ouvrage est le krigeage ordinaire.

Au chapitre 2, il a été démontré que la porosité et la proportion de particules fines ont une influence sur la teneur en polluant moyenne d'un volume de sol. La deuxième partie du présent chapitre porte sur la quantification de cette influence. Pour cette étude, il n'a pas été possible d'échantillonner un site contaminé. Ainsi, comme nous n'avons pas pu mesurer expérimentalement des teneurs en contaminant, celles-ci ont été déterminées théoriquement selon deux approches différentes.

La première consiste à poser l'hypothèse que la concentration en contaminant est constante en tous points du site et par la suite déterminer la teneur en polluant par unité de masse de sol fin; telle que définie selon les normes gouvernementales. La seconde

approche repose sur la capacité d'adsorption du sol. La contamination par unité de masse de sol fin en chaque point échantillonné est évaluée en fonction de la surface totale des particules de l'échantillon qui est déterminée suivant la théorie présentée à la section 2.4.

4.1. Granulométries en volume

On connaît, aux points échantillonnés, la courbe granulométrique, chacune étant déterminée par 24 points correspondant à autant de tamis utilisés. L'objectif de cette section vise essentiellement à estimer la courbe granulométrique du sol en des points non échantillonnés. La théorie de la géostatistique est utilisée à cette fin.

Les diverses expressions géostatistiques impliquent que les paramètres étudiés aient la propriété d'additivité par rapport au volume. Ainsi donc, la valeur moyenne d'une variable R sur un domaine v est définie par :

$$R_v = \frac{1}{v} \cdot \int_v R(x) \cdot dx \quad [4-1]$$

La proportion de particules de diamètre d est définie comme étant la masse des grains dont le diamètre est inférieur à d divisée par la masse de sol sec. Etant donné que la porosité est variable d'un échantillon à l'autre, le rapport de la masse de sol sec au volume de l'échantillon est également variable. Ainsi, la moyenne arithmétique

(équation 4 -1) de $P_m(d)$ mesuré aux échantillons situés en $x \in V$ ne correspond pas à la proportion moyenne de ce domaine V .

Pour cette raison, une nouvelle variable est introduite afin de représenter la proportion de particules de diamètre inférieur à d par unité de volume total de sol; notée $P_v(d)$. Ce paramètre est déterminé comme suit :

$$\text{On connaît : } P_m(d) = \frac{m_d}{m_s} \quad [4-2]$$

$$\text{et : } m_s = v \cdot (1-n) \cdot D_r \quad [4-3]$$

où m_s = Masse (g) de sol sec pour un volume total v (cm^3) et

m_d = Masse (g) des particules inférieures à d

$$\text{On cherche : } P_v(d) = \frac{m_d}{v}$$

de [4-2] et [4-3], on tire :

$$P_v(d) = P_m(d) \cdot (1-n) \cdot D_r, \quad \text{g/cm}^3 \quad [4-4]$$

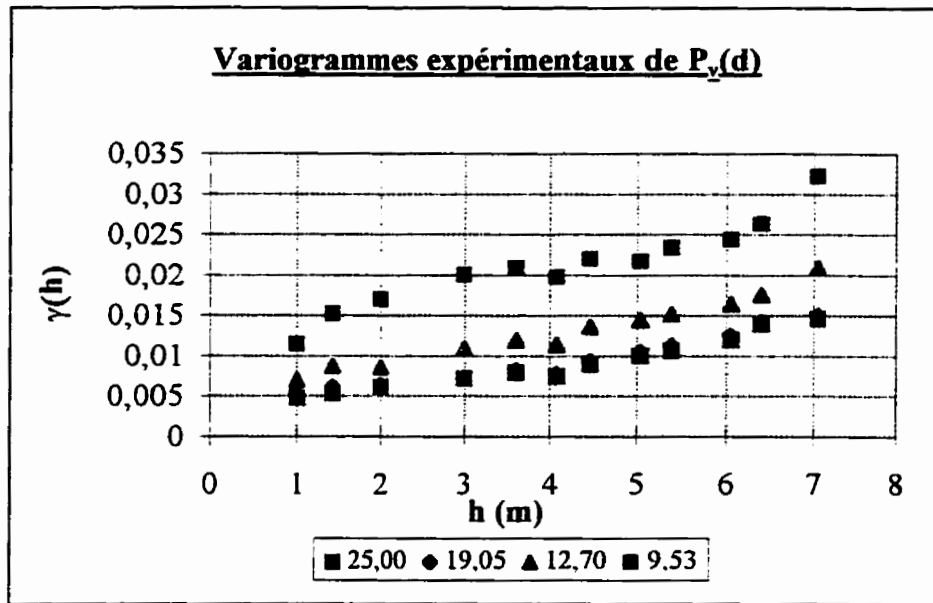
On connaît donc, en chacun des points échantillonné et pour chacun des diamètres, la valeur de $P_v(d)$. Comme ce paramètre est dit additif, on peut en déduire diverses expressions géostatistiques; ce qui est fait dans la prochaine section.

4.1.1. Variogrammes des granulométries en volume

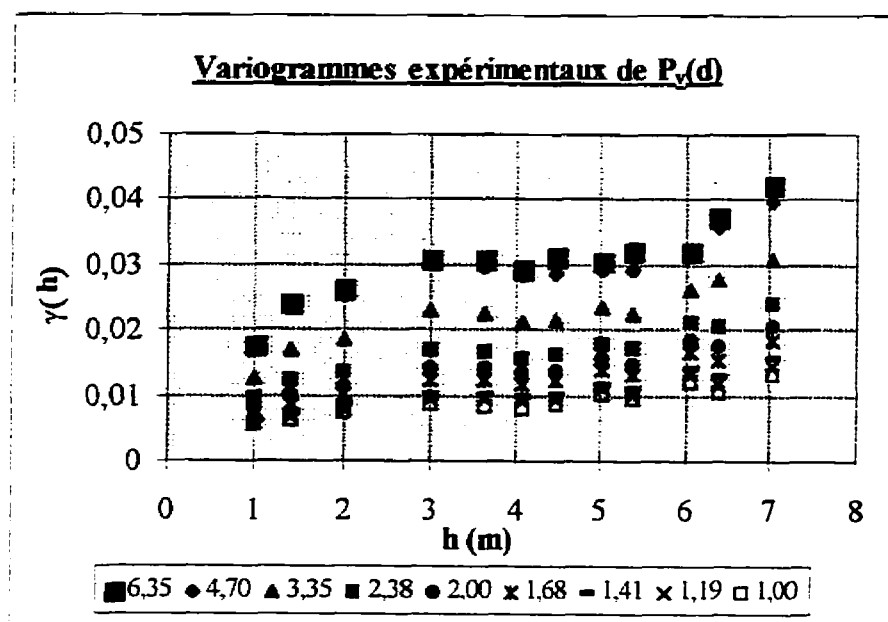
À chacun des tamis, donc à chacun des points des courbes, correspond une fonction aléatoire. Le variogramme expérimental de chaque fonction est déterminé par la relation :

$$\gamma_e(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \cdot \sum_{i,j \in D(h)}^N [P_v(d)_i - P_v(d)_j]^2, \text{ pour } i = 1 : N \quad [\text{A-4}]$$

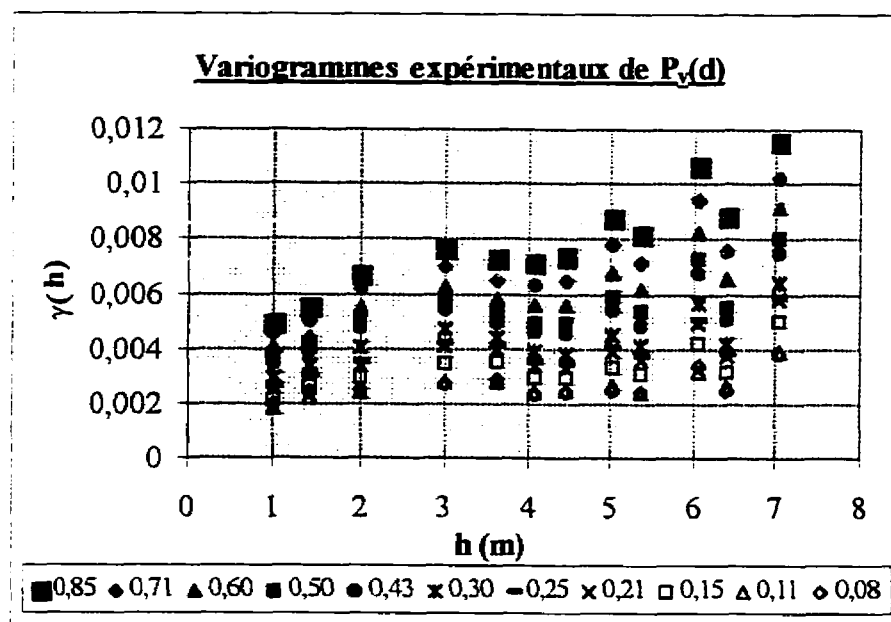
Les indices i et j de l'équation [A-4] correspondent à la localisation des points, soit (x_i, y_i) . Les figures suivantes présentent chacun des variogrammes ainsi calculés.



a) $d = 9,53$ à $25,40$ mm



$d = 1 \text{ à } 6,35 \text{ mm}$



c) $d = 0,075 \text{ à } 0,43 \text{ mm}$

Figure 4.1 : Variogrammes expérimentaux de $P_V(d)$

On remarque, d'après la figure 4.1, que la structure de chaque variogramme est semblable, à un facteur multiplicatif près. Ce résultat ne surprend pas du fait qu'une courbe granulométrique est une fonction cumulative. Il existe alors un effet de proportionnalité entre chaque variable qui est illustré à la figure 4.2. La variance de $P_v(d)$ en fonction du carré de la moyenne est une fonction quasi linéaire pour d compris entre 0,075 et 9,53 mm. Au delà de ce diamètre, la linéarité n'est plus observée. Les paramètres $P_v(d)$ pour $d = 12,7, 19,05$ et $25,4$ sont donc analysés séparément.

Le variogramme correspondant à chacun des diamètres est normalisé par la variance de la variable. On peut donc calculer un variogramme moyen qui représente la structure de chaque variable par la relation suivante :

$$\bar{\gamma}_n(h) = \frac{\sum_{i=1}^{22} \gamma_i(h)}{N} \quad [4-5]$$

où $N = 22$; le nombre de variogrammes.

Le variogramme de la proportion de particules inférieures à un diamètre d est alors le variogramme normalisé moyen multiplié par la variance de cette variable. La figure 4.3 présente ce variogramme normalisé.

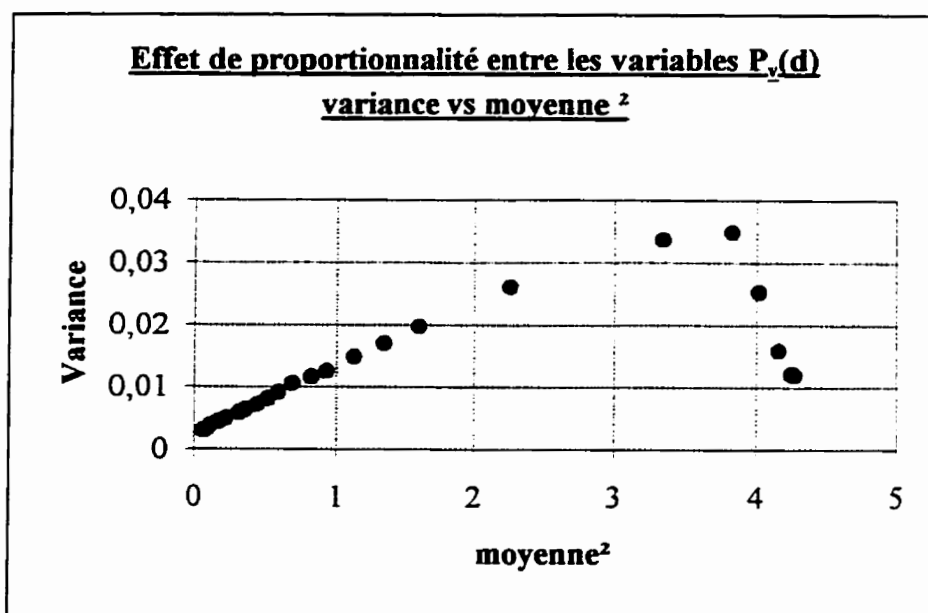


Figure 4.2 : effet de proportionnalité entre les variables $P_v(d)$

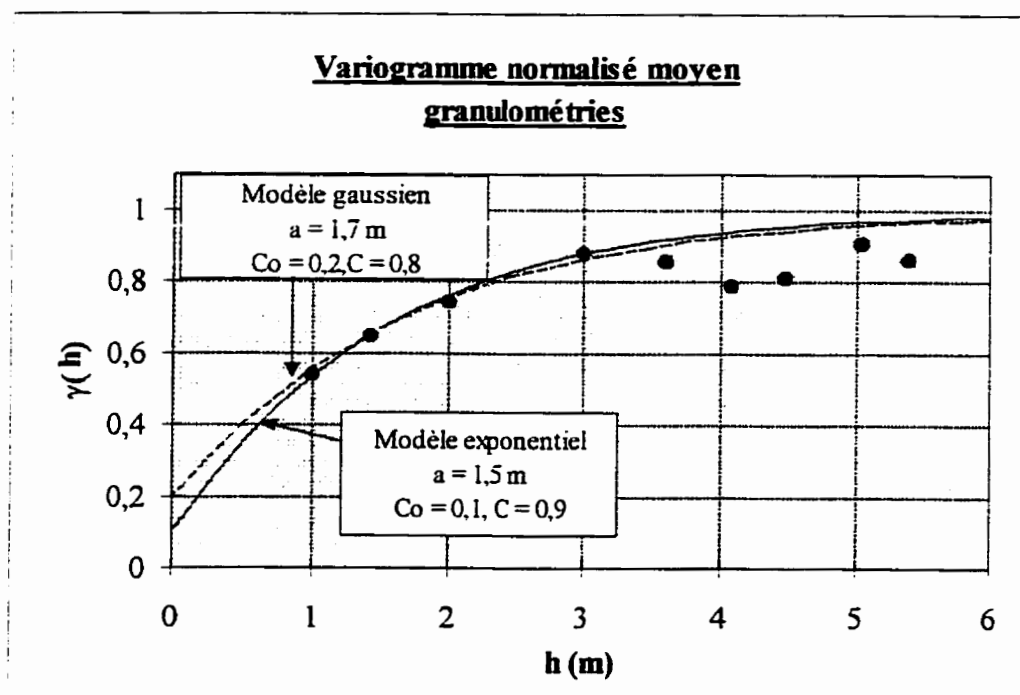


Figure 4.3 : variogramme normalisé moyen de $P_v(d)$

On remarque que le variogramme normalisé moyen, de même que tous les variogrammes de la figure 4.1, présentent un effet de creux. Cet effet ne sera pas considéré pour plusieurs raisons. Tout d'abord, la distance h de 4 à 6 m à laquelle on observe un creux est grande relativement aux dimensions du champ de données. De plus, un tel effet signifie qu'il existe des zones délimitées entre lesquelles la variabilité est moindre qu'entre les zones avoisinantes. La distance à laquelle apparaît l'effet de creux est alors la distance qui sépare ces zones à l'intérieur desquelles les valeurs observées sont similaires. Or, en observant la figure 3-3 et connaissant le site, rien n'indique que tel phénomène se produit.

Pour chaque variable, des variogrammes directionnels ont été calculés. Aucun d'entre eux n'a permis de déceler une anisotropie. Et, encore une fois rien ne permet de croire qu'il puisse exister une anisotropie à l'intérieur du champ d'étude. On pose donc l'hypothèse d'un phénomène stationnaire et isotrope pour la modélisation d'un variogramme théorique.

Le variogramme de la figure 4.3 présente une portée effective qui se situe aux environs de 3 m. Les deux types de modèles qui s'ajustent bien aux données et qui sont représentés par les lignes pleines à la figure 4.3, sont les modèles exponentiel et gaussien.

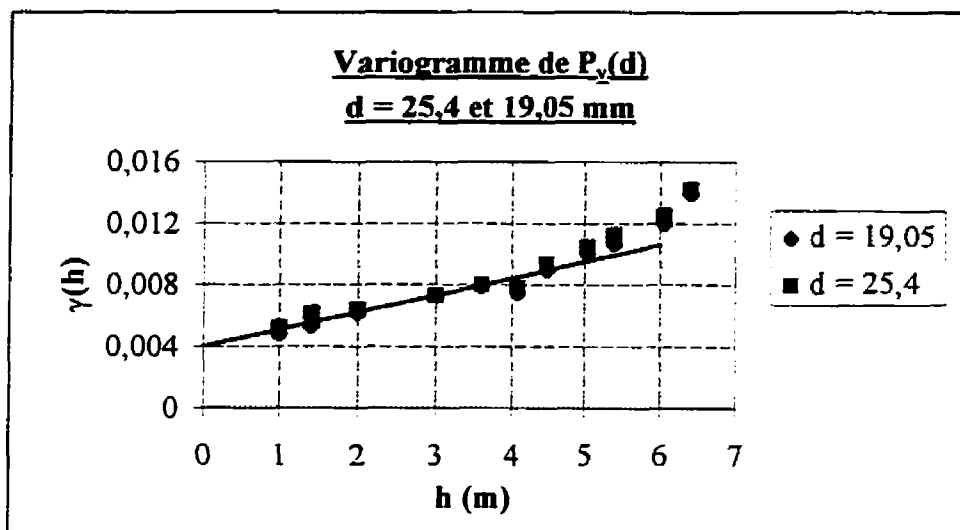
L'expression de chacun de ces modèles est la suivante :

- exponentiel : $\gamma(h) = C_o + C(1-\exp(-h/a))$
- gaussien : $\gamma(h) = C_o + C(1-\exp(-(h/a)^2))$

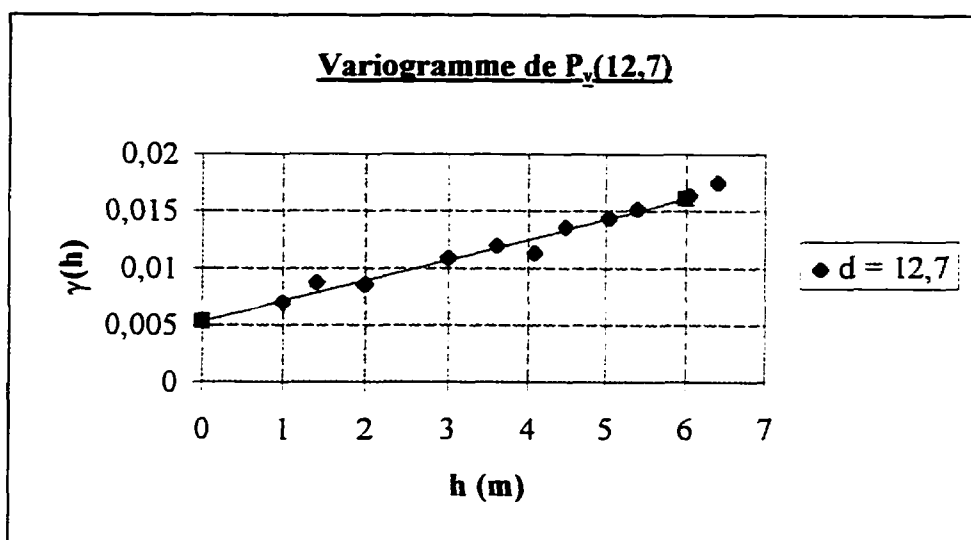
L'effet de pépite reflète une variabilité à de très courtes distances imputable d'une part au processus expérimental, d'autre part à la présence d'une micro structure du phénomène étudié. Le modèle exponentiel s'ajuste mieux aux données expérimentales que le modèle gaussien. Le modèle gaussien décrit un phénomène continu dans l'espace. Or, en observant la répartition spatiale des données, on constate plutôt un phénomène discontinu mieux représenté par un modèle exponentiel. Ainsi, le modèle théorique retenu pour représenter la variabilité des valeurs expérimentales est le modèle exponentiel.

❖ **Variogrammes de $P_v(d)$ pour $d = 12,7$, $19,95$ et $25,4$ mm**

Les variogrammes de $P_v(25,4)$ et $P_v(19,05)$ sont à toutes fins similaires. Un seul modèle alors est utilisé pour ces deux variables. La figure suivante présente ces variogrammes expérimentaux de même que les modèles théoriques.



a) $d = 19,05$ et $25,4$ mm



$d = 12,7$ mm

Figure 4.4 : Variogrammes de $P_v(d)$ pour $d = 12,7$ à $25,4$ mm

Les modèles théoriques de ces deux variogrammes sont des modèles linéaires. Ainsi, la variance *a priori* de ces variables ne peut être définie. Ces modèles sont utilisés dans la section suivante où il est question de l'estimation de chacun des points des courbes granulométriques.

4.1.2. Estimation des granulométries en volume

Il existe plusieurs méthodes pour évaluer une caractéristique à partir de plusieurs observations réparties dans l'espace. Dans la majorité des cas, l'estimation recherchée est la valeur moyenne pour un certain volume v de sol. La méthode conventionnelle consiste tout simplement à calculer la moyenne des valeurs mesurées à l'intérieur du bloc de sol. Ceci implique toutefois, qu'un nombre suffisant d'observations comprises dans le volume est connu, ce qui, en pratique, n'est pas toujours le cas.

La méthode d'estimation qui est utilisée dans le cadre de cette étude est le krigeage. De toutes les méthodes d'estimation par combinaison linéaire des observations, le krigeage offre la variance d'estimation minimale. L'estimation peut être ponctuelle ou représentative d'un volume de sol. Dans ce dernier cas, l'estimation est calculée par le krigeage de bloc.

Le système de krigeage de bloc est similaire à celui du krigeage ponctuel, présenté à l'annexe A. La différence réside dans le fait que les éléments de la matrice K ne sont plus les covariances entre les données et le point recherché, mais plutôt la moyenne des covariances entre un point échantillonné et un certain nombre de points de discrétisation compris dans le volume v à estimer.

• Présentation des résultats

Les paramètres $P_v(d)$ sont estimés par krigeage ordinaire ponctuel suivant une grille régulière de 0,2 m x 0,2 m. Le logiciel utilisé pour les calculs fait partie de la librairie GSLIB (Deutsch et Journel, 1992). Le variogramme normalisé moyen (figure 4.3) est utilisé pour le krigeage des variables dont le diamètre est compris entre 0,08 et 9,35 mm, tandis que les variogrammes de la figure 4.5 sont utilisés pour $d = 12,7$, 19,05 et 25,4 mm. Le tableau suivant présente un sommaire des statistiques des valeurs krigées. Par convention on utilise l'astérisque pour nommer les valeurs krigées.

La valeur moyenne des valeurs krigées est semblable à celle des valeurs originales. Par contre la variance des $P_v(d)^*$ est relativement moindre, en effet une propriété fondamentale du krigeage est de lisser les données originales. De plus, on remarque que les valeurs minimales et maximales estimées sont identiques aux valeurs initiales.

Tableau 4.1 : Statistiques des valeurs krigées, $P_v(d)^*$

d (mm)	min	max	moyenne		variance		écart type	
			$P_v(d)^*$	$P_v(d)$	$P_v(d)^*$	$P_v(d)$	$P_v(d)^*$	$P_v(d)$
25,4	1,74	2,29	2,07	2,07	5,95E-03	1,19E-02	0,0771	0,109
19	1,74	2,29	2,07	2,06	5,79E-03	1,21E-02	0,0761	0,110
12,4	1,67	2,29	2,05	2,04	7,28E-03	1,58E-02	0,0853	0,126
9,525	1,40	2,29	2,01	2,00	1,40E-02	2,52E-02	0,1183	0,159
6,352	1,25	2,27	1,97	1,96	1,88E-02	3,49E-02	0,1373	0,187
4,7	1,21	2,19	1,84	1,83	1,74E-02	3,36E-02	0,1320	0,183
3,35	1,09	1,85	1,51	1,50	1,48E-02	2,61E-02	0,1217	0,161
2,38	0,99	1,57	1,27	1,26	1,17E-02	1,97E-02	0,1082	0,140
2	0,91	1,44	1,16	1,16	1,03E-02	1,70E-02	0,1013	0,130
1,68	0,82	1,34	1,07	1,06	9,16E-03	1,48E-02	0,0957	0,122
1,41	0,73	1,22	0,97	0,97	7,74E-03	1,25E-02	0,0880	0,112
1,19	0,68	1,17	0,91	0,91	7,20E-03	1,15E-02	0,0849	0,107
1	0,57	1,09	0,83	0,83	6,41E-03	1,06E-02	0,0800	0,103
0,85	0,53	1,02	0,77	0,77	5,50E-03	9,12E-03	0,0742	0,096
0,71	0,49	0,96	0,72	0,72	4,73E-03	8,11E-03	0,0688	0,090
0,6	0,45	0,89	0,67	0,67	4,10E-03	7,13E-03	0,0640	0,084
0,5	0,40	0,85	0,60	0,60	3,48E-03	6,32E-03	0,0590	0,079
0,425	0,38	0,80	0,57	0,56	3,19E-03	5,77E-03	0,0565	0,076
0,3	0,31	0,69	0,48	0,47	2,67E-03	4,99E-03	0,0516	0,071
0,25	0,27	0,63	0,43	0,43	2,47E-03	4,58E-03	0,0497	0,068
0,212	0,25	0,60	0,41	0,40	2,43E-03	4,37E-03	0,0493	0,066
0,15	0,20	0,52	0,35	0,34	2,13E-03	3,82E-03	0,0462	0,062
0,106	0,16	0,45	0,29	0,29	1,62E-03	3,05E-03	0,0402	0,055
0,075	0,12	0,40	0,26	0,25	1,52E-03	3,03E-03	0,0389	0,055

En géotechnique, les paramètres utilisés pour caractériser une courbe granulométrique sont les pourcentages en masse de sol sec des particules inférieures à un certain diamètre [4-2]. Les valeurs $P_v(d)$ estimées ci haut ne sont pas directement utilisables si elles ne sont pas converties en terme de $P_m(d)$.

En chacun des points échantillonnés, le pourcentage de particules inférieures à 25 mm est de 100 %. Ainsi, pour ce diamètre, les valeurs de $P_v(d)$ représente la masse totale de sol sec par unité de volume. Le rapport de $P_v(d)^*$ et de $P_v(25,4)^*$ permet donc d'obtenir les valeurs recherchées, soit :

$$P_m(d)^* = \frac{P_v(d)^*}{P_v(25,4)^*} \cdot 100\% \quad [4-6]$$

On retrouve à la figure suivante le fuseau des courbes granulométriques dont chacun des points a été estimé par krigeage ordinaire ponctuel et converti suivant [4-6].

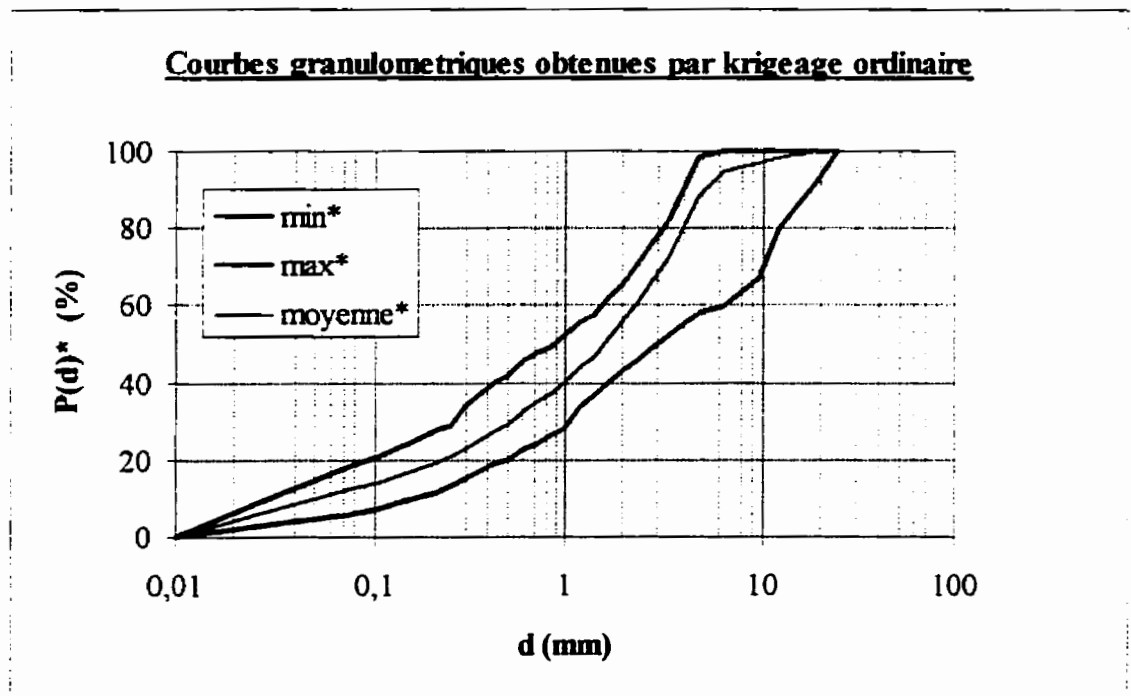


Figure 4.5 : Fuseau des courbes granulométriques obtenues par krigeage ordinaire

4.2. Granulométries en surface

Les calculs de teneur en contaminant qui seront effectués à la section 4.3.2 impliquent que la surface totale des particules d'un échantillon, de même que la proportion de cette surface représentée par les particules inférieures à 2 mm, soient connues. Dans la présente section, la granulométrie en surface de chaque échantillon est déterminée afin de pouvoir subséquemment en tirer ces deux paramètres.

Pour être en mesure d'évaluer la proportion en surface des particules inférieures à un diamètre donné, $P_s(d)$, on doit connaître l'expression de la courbe granulométrique conventionnelle. Au chapitre 2, on a démontré que cette expression peut être obtenue par krigeage dual des valeurs de $P_m(d)$.

De plus, les principes théoriques permettant de convertir une courbe granulométrique conventionnelle en une courbe granulométrique en surface ont été élaborés à la section 2.4. Ainsi, par opération des données de $P_m(d)$, les proportions en termes de surfaces des particules de chacun des échantillons sont déterminées suivant ces principes.

On retrouve à la figure 4.6 le fuseau des granulométries en surface ainsi calculées, tandis que le tableau 4.2 présente un sommaire des statistiques de $P_s(d)$.

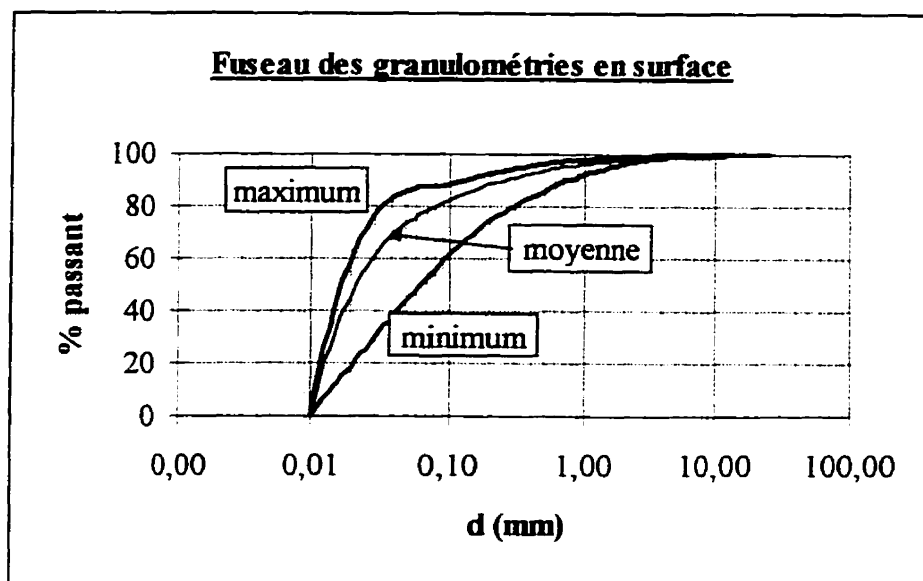


Figure 4.6 : Fuseau des courbes granulométriques en surface

Tableau 4.2 : Statistiques de $P_s(d)$

d	min	max	moyenne	écart type	variance
mm	%	%	%	%	
25,40	100,00	100,00	100,00	0	0
12,45	99,64	100,00	99,98	0,06	3,57E-03
9,07	99,33	100,00	99,95	0,13	0,02
6,11	99,14	99,99	99,89	0,17	0,03
4,81	99,00	99,91	99,74	0,17	0,03
2,00	96,35	98,99	98,08	0,48	0,23
1,00	92,28	97,87	96,24	0,93	0,87
0,72	89,75	97,31	95,29	1,19	1,43
0,52	86,38	96,42	93,91	1,62	2,62
0,41	83,90	95,54	92,84	1,95	3,80
0,30	80,16	94,28	91,11	2,46	6,07
0,26	77,67	93,47	90,02	2,80	7,82
0,20	74,86	92,47	88,66	3,20	10,27
0,15	69,49	90,65	86,09	3,88	15,04
0,13	67,99	90,06	85,34	4,04	16,36
0,08	55,61	87,79	79,87	5,93	35,19
0,01	0	0	0	0	0

4.3. Calcul théorique de la teneur en contaminant

4.3.1. Première approche : répartition uniforme du contaminant.

On a vu, à la section 2.1, que la teneur en polluant d'un volume de sol est fonction de la porosité n et de la proportion de particules fines P_f et P_{sf} . Les critères environnementaux sont basés sur C_f , la masse de contaminant par unité de masse sèche de particules inférieures à 2 mm. Ceci implique que seules les particules inférieures à ce diamètre retiennent le contaminant. Cette hypothèse est conforme aux données de la présente étude. En effet, l'analyse des échantillons démontre que la proportion en surface des grains inférieurs à 2 mm est pratiquement constante et vaut 98 %. Compte tenu que cette valeur est entachée d'une certaine erreur, on admet que la surface totale est représentée par les particules fines et que le contaminant est uniquement retenu par celles-ci. On a dans ce cas ci : $P_{sf} = 100\%$.

Supposons une situation idéale où la concentration en contaminant C_v est constante par unité de volume de sol. Le calcul de C_f , la teneur en contaminant mesurée sur chaque échantillon est alors le suivant :

$$\text{On pose : } C_v = m_c/v \quad [4-7]$$

avec : m_c = masse de contaminant, g;

v = volume de l'échantillon, cm^3 .

À la section 2.1, on a vu que la masse en gramme de sol fin de l'échantillon i est :

$$m_{fi} = v \cdot D_r \cdot (1 - n_i) \cdot P_{fi} \quad [4-8]$$

Sous l'hypothèse de répartition uniforme du contaminant, on a :

$$m_c = C_v \cdot v \quad [4-9]$$

Puisque C_v et v sont constants, la masse de contaminant est également constante d'un échantillon à l'autre.

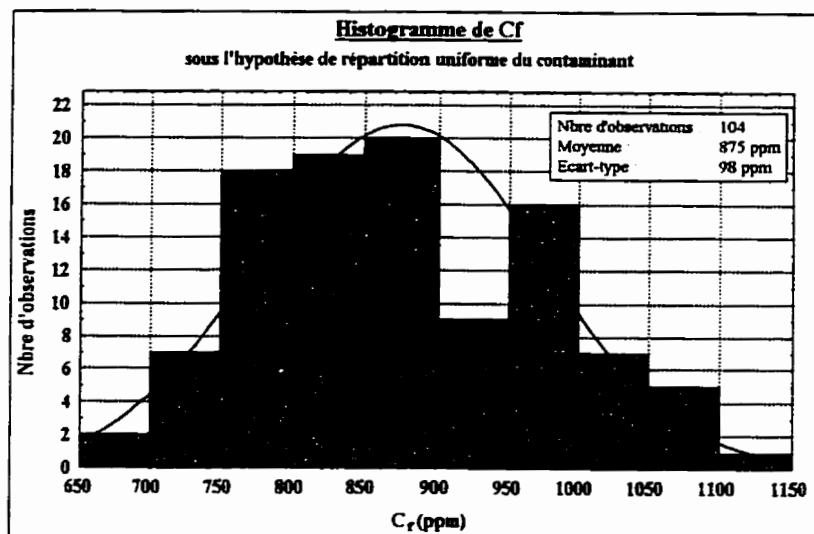
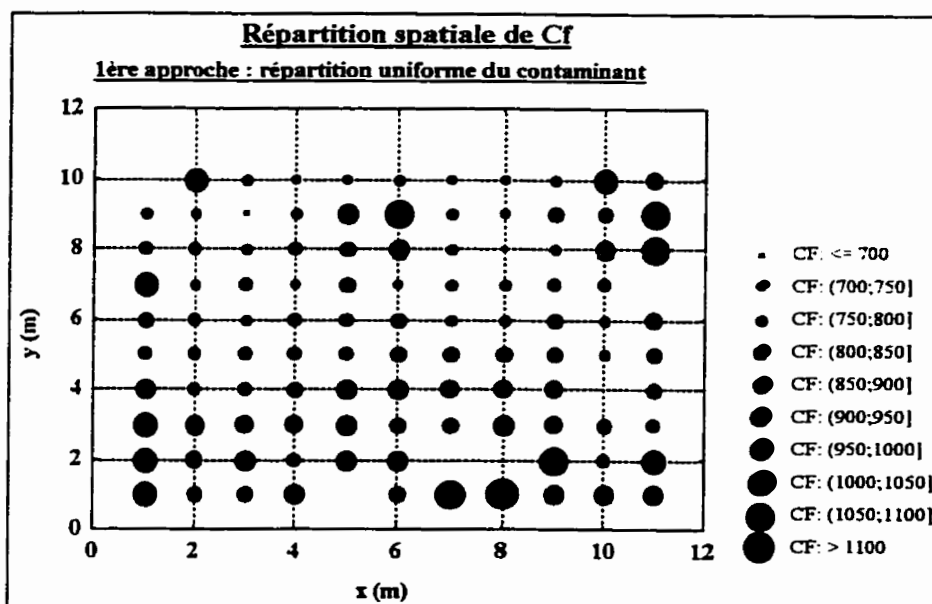
Comme :

$$C_{f,i} = \frac{m_c}{m_{f,i}},$$

On obtient :

$$C_{f,i} = \frac{C_v}{D_r \cdot (1 - n_i) \cdot P_{f,i}}, \text{ ppm} \quad [4-10]$$

L'indice i correspond à l'échantillon localisé au point (x_i, y_i) . En posant une valeur arbitraire de C_v de 1 000 g/m^3 , on peut déterminer la valeur de $C_{f,i}$ pour chaque échantillon. Les figures suivantes présentent l'histogramme des valeurs calculées ainsi que leur répartition spatiale.

Figure 4.7 : Histogramme de C_f Figure 4.8 : Répartition spatiale de C_f

En observant les figures 4.7 et 4.8, on remarque que la concentration C_f mesurée est variable pour chacun des échantillons. Tandis que la moyenne est de 875 ppm., on observe un éventail des valeurs s'étendant de 692 ppm à 1 102 ppm. L'écart type est de 98 ppm.

Les teneurs en polluant présentées ci haut sont évaluées par un calcul purement théorique. Ainsi, puisque C_v et D_r sont constants, les écarts entre les différentes teneur en contaminant ne reposent que sur la variabilité de n et P_f . Le processus expérimental seul ne peut donc être mis en cause.

Il est bien entendu que lors de la caractérisation de sites contaminés, la variable recherchée est la contamination d'un certain volume de sol. Donc, le fait que la teneur en polluant selon les normes est mesurée en fonction de la masse de sol fin implique que l'on considère la proportion de sol fin par unité de volume total de sol comme étant constante dans l'espace. Par conséquent, n et P_f sont également considérés constants; autrement, les teneurs mesurées sur les différents échantillons ne pourraient être comparées entre elles.

Or l'équation 4-10 et les résultats présentés aux figures 4.7 et 4.8, démontrent que bien que C_v soit uniforme, les teneurs C_f mesurées sont variables. Par conséquent, ceci souligne une certaine contradiction des normes de caractérisation, à savoir que les

teneurs en polluant mesurées ne reflètent pas la contamination par unité de volume de sol, lorsque la proportion de particules fines par unité de volume de sol est variable dans l'espace.

4.3.2. Deuxième approche : Capacité d'adsorption du sol

L'approche abordée à la section précédente démontre essentiellement que la répartition uniforme, par unité de volume du contaminant n'est possible que lorsque n et P_f sont invariables à l'intérieur du site et que la partie du sol analysé (< 2 mm) correspond à $\cong 99$ % de la surface totale du sol. Ce n'est qu'alors que la teneur en polluant C_f mesurée correspond à C_v , à une constante près.

Ainsi, une seconde approche est abordée et qui consiste à déterminer la contamination d'un sol en fonction de la surface d'adsorption des particules en chacun des points échantillonnés. Afin d'élaborer les calculs, quelques hypothèses sont mises de l'avant.

Tout d'abord, les particules sont considérées de forme sphérique. En second lieu, on pose que chacun des grains absorbe un film de contaminant dont l'épaisseur est constante autour du grain et ce pour toutes les particules. Finalement, on pose que la surface totale des particules de l'échantillon représente la surface d'adsorption du sol, au point

échantillonné. La teneur en contaminant d'un échantillon est alors déterminée par le produit de la surface d'adsorption, de l'épaisseur du film et de la masse volumique du contaminant.

La surface totale d'un échantillon est fonction du nombre de particules de l'échantillon et de sa courbe granulométrique en surface. Au chapitre 2, il a été montré comment on obtient cette courbe. Les calculs permettant de déterminer la surface totale d'un échantillon sont présentés dans les lignes subséquentes.

- **Calcul du nombre de particules d'un échantillon**

$$\text{On a : } v_s = v \cdot (1 - n) = \int_d p_n(d) \cdot N \cdot \frac{\pi \cdot d^3}{6} dd \quad [4-11]$$

avec : v_s = Volume des particules de sol, en cm^3 ;

$p_n(d)$ = fonction de densité du nombre de particules.

Le nombre de particules dans un volume v est :

$$N = \frac{6 \times 10^3 \cdot v \cdot (1 - n)}{\pi \cdot E_n(d^3)} \quad [4-12]$$

avec : $E_n(d^3)$ = Espérance de $p_n(d) \cdot d^3$.

Le nombre de particules de diamètre d (mm) est :

$$n(d) = N \cdot p_n(d) \quad [4-13]$$

• **Calcul de la surface totale des particules :**

$$\text{On a : } S = \sum_d n(d) \cdot \pi \cdot d^2; \quad [4-14]$$

avec [4-12], on obtient :

$$S = \pi \cdot N \cdot \int_{d_{\min}}^{d_{\max}} p_n(d) \cdot d^2 \cdot dd; \quad [4-15]$$

$$\text{alors : } S = \frac{6 \times 10^3 \cdot m_s}{D_r} \cdot \frac{E_n(d^2)}{E_n(d^3)} \quad [4-16]$$

$$\text{et : } \frac{E_n(d^2)}{E_n(d^3)} = E_m(d^{-1}) \quad [4-17]$$

donc, de (4-11) et (4-12) :

$$S = 6 \times 10^3 \cdot v \cdot (1 - n) \cdot E_m(d^{-1}), \text{ mm}^2 \quad [4-18]$$

● **Calcul de la teneur en contaminant**

Une fois la surface totale des grains et leur distribution $P_i(d)$ connues, et en supposant une épaisseur de contaminant constante, $\varepsilon_c(\text{mm})$, adsorbée par les particules et une densité $\rho_c(\text{g/cm}^3)$ du contaminant, on obtient :

$$m_{ct} = \varepsilon_c \cdot \rho_c \cdot S \cdot 10^{-3} = \text{masse totale de contaminant, en gramme.}$$

Et $m_c = m_{ct} \cdot P_{sf} =$ La masse de contaminant retenue par les particules $< 2 \text{ mm}$.

En remplaçant S par [4-18], on obtient :

$$m_c = 6 \cdot v \cdot (1-n) \cdot P_{sf} \cdot E_m(d^{-1}) \cdot \varepsilon \cdot \rho_c, \text{ (g).} \quad [4-19]$$

avec: $m_c =$ masse de contaminant retenu par les particules fines ($< 2 \text{ mm}$) et

$P_{sf} =$ proportion en surface de particules de diamètre inférieur à $2 \text{ mm} = 100\%$.

et $m_f = v \cdot D_r \cdot (1-n) \cdot P_f$

$m_f =$ masse sèche de particules fines.

La concentration en contaminant que l'on aurait mesurée par unité de masse de particules fines est alors :

$$C_{fs} = \frac{6 \cdot P_{sf} \cdot E_m(d^{-1}) \cdot \varepsilon_c \cdot \rho_c}{D_r \cdot P_f}, \text{ (ppm).} \quad [4-20]$$

où l'indice s indique qu'il s'agit de la teneur mesurée en fonction de la surface d'adsorption du sol, par opposition à la notation de la teneur en contaminant déterminée à la section précédente.

Pour fins de comparaison entre les deux approches étudiées, le terme $\varepsilon_c \cdot \rho_c$ est fixé à $3,3 \times 10^{-5}$, ce qui, d'après l'équation [4-20], correspond à une teneur en contaminant d'environ 870 ppm. On retrouve, aux figures suivantes, l'histogramme des C_{fs} ainsi calculés, de même que leur répartition spatiale.

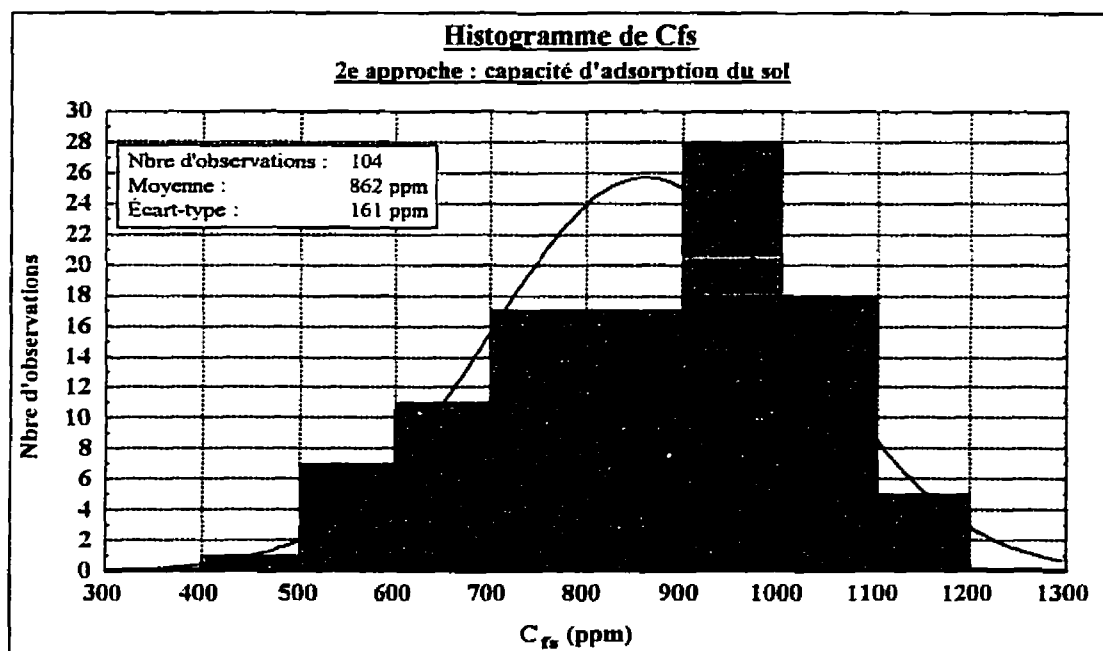


Figure 4.9 : Histogramme de C_{fs}

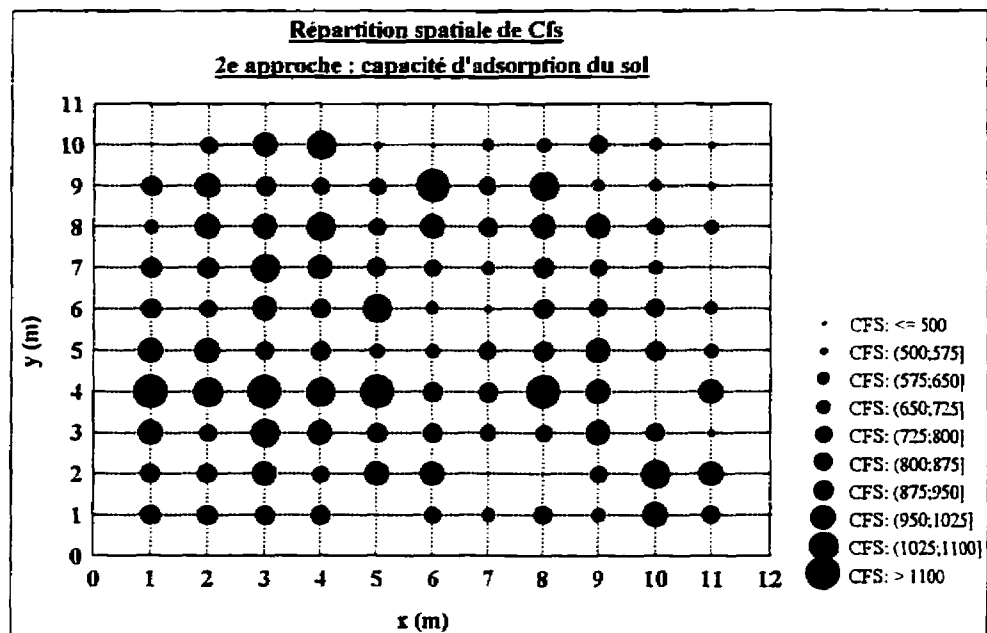


Figure 4.10 : Répartition spatiale de C_f

On constate que l'étendue des teneurs en contaminant C_f est plus vaste que lorsque calculées selon la première approche de répartition uniforme du contaminant. Tandis que la valeur minimale de C_f est de 410 ppm, la valeur maximale est de 1 170 ppm, pour une moyenne de 862 ppm et un écart type de 162 ppm. Cette différence entre les variances s'explique par le fait que dans le calcul de C_f interviennent non seulement la porosité et le pourcentage de particules fines, mais également la courbe granulométrique entière, sous le terme $E_m(d^i)$.

De plus, on observe que la répartition spatiale de C_f est sensiblement différente de celle de C_f . En certains points C_f est élevé alors que C_f est relativement faible, par exemple

aux points (11,8) et (11,9). Des situations opposées sont également observées, aux points (4,10) et (2,4) par exemple. Ce phénomène est attribuable au fait que la porosité intervient au numérateur dans le calcul de C_{fs} , tandis que pour le calcul de C_f , n est au dénominateur.

Cette seconde approche met surtout en évidence que la capacité d'adsorption d'un sol est un paramètre variable dans l'espace. Ainsi, selon l'hypothèse que le contaminant est adsorbé uniformément par les particules, les mesures de concentrations en polluant seront différentes d'un échantillon à l'autre.

* * *

Ce chapitre a permis de démontrer que la variabilité spatiale de la porosité et de la proportion de particules est structurée. Ainsi, les principes géostatistiques peuvent être mis de l'avant afin d'estimer leur valeur en des points non échantillonnés.

De plus, il est démontré que la variabilité des teneurs en polluant, d'un point à l'autre d'un site, peut être engendrée par la variabilité de la porosité et de la proportion de particules fines. Ainsi, le processus expérimental seul ne peut être mis en cause pour expliquer les variabilités observées en pratique.

CHAPITRE 5

LA GÉOSTATISTIQUE APPLIQUÉE À LA CARACTÉRISATION DES SITES CONTAMINÉS

Au chapitre précédent, des valeurs de teneurs en contaminant par masse de sol fin ont été calculées en chaque point échantillonné. Dans le texte qui suit, ces valeurs sont analysées à travers la théorie de la géostatistique et différentes méthodes d'estimation en des points inconnus du site sont étudiées. Les valeurs de C_f sont préalablement transformées en termes de masse de contaminant par unité de volume total de sol, C_{vs} , afin que ce soit un paramètre additif.

En un premier temps, les risques d'erreur de décision encourus, lorsque l'estimation de la contamination moyenne d'un volume de sol est basée sur un seul échantillon prélevé à l'intérieur du bloc, sont évalués.

Par la suite, les teneurs en contaminants sont estimées par krigeage ordinaire des données. Les valeurs estimées sont des valeurs moyennes de blocs ou ponctuelles. La dernière partie de ce chapitre porte sur le krigeage de probabilité, qui permet d'estimer, en un point donné, la probabilité que la contamination excède un certain seuil. Cette technique de krigeage permet donc non seulement d'estimer la répartition spatiale du contaminant, mais également la fonction de distribution des estimations.

5.1. Analyse géostatistique des données

Il a été vu, à la section 4.1, que les différentes expressions géostatistiques ne sont valables que lorsque les paramètres sont additifs. En ce qui a trait à la teneur en contaminant telle que conçue par les normes ($C_f = m_c/m_p$), tant que la porosité et la proportion de particules fines sont considérées comme étant constantes dans l'espace, les techniques de krigeage peuvent être appliquées.

Dans le cadre de cette étude, il est démontré que ces deux propriétés varient manifestement à l'intérieur d'un champ donné. Ainsi, la moyenne arithmétique de C_f à l'intérieur d'un volume ne correspond pas à la concentration moyenne réelle de ce volume ; elle n'est pas une variable additive. Afin d'estimer la teneur en polluant par krigeage, la variable C_f doit alors être transformée en concentration de contaminant par unité de volume total de sol.

Les valeurs de C_f déterminées théoriquement au chapitre précédent sont donc transformées en termes de masse de contaminant par unité de volume de sol. La transformation est effectuée sur les valeurs calculées selon la seconde approche, qui est basée sur la capacité d'adsorption du sol, soit C_{fs} .

On connaît : $C_{fs} = \frac{m_{\alpha} \cdot P_{sf}}{m_f}$

Avec : $m_f = v \cdot (1-n) \cdot P_f \cdot D_r$

et : $C_{vs} = \frac{m_{\alpha}}{v} = \frac{m_c}{P_{sf} \cdot v} = \frac{m_f}{P_{sf} \cdot v} \cdot C_{fs}$

On obtient : $C_{vs} = (1-n) \cdot D_r \cdot \frac{P_f}{P_{sf}} \cdot C_{fs}$ [5-1]

En chaque point échantillonné, on connaît donc la teneur en contaminant par unité de volume de sol, ci-après notée C_{vs} . Dans les sections subséquentes, il est question de l'analyse géostatistique de ce paramètre.

5.1.1. Analyse statistique de C_{vs}

Avant d'aborder l'analyse géostatistique, il convient tout d'abord d'étudier les statistiques de C_{vs} (*Journel, 1987*). La figure suivante présente l'histogramme des concentrations C_{vs} calculées en chaque point échantillonné. On y remarque que la distribution des données ne suit qu'approximativement la loi normale.

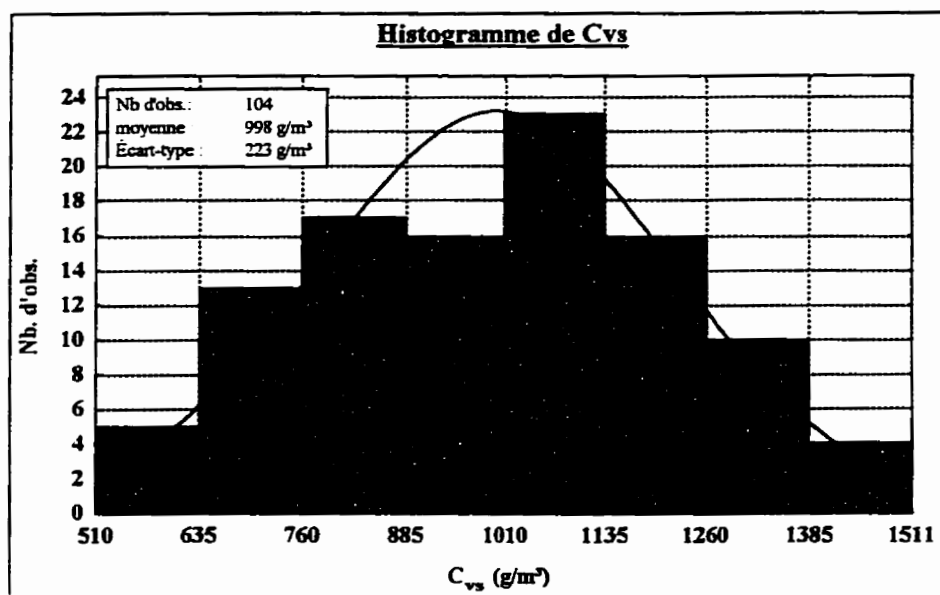


Figure 5.1 : Histogramme de C_{vs}

Le tableau 5.1 présente un sommaire des statistiques de C_{vs} . Tandis que la moyenne des échantillons est de 998 g/m^3 , la médiane est de $1\,020 \text{ g/m}^3$. La distribution est pratiquement symétrique; comme l'indique le coefficient d'asymétrie de $-0,003$ et comme on peut le constater à la figure 5.1. Le coefficient de variation de $0,22$ indique qu'il n'y a pas un nombre significatif de données dont la concentration est élevée. La valeur des données s'étend de 509 g/m^3 à $1\,511 \text{ g/m}^3$, avec une variance de $49\,901 (\text{g/m}^3)^2$.

Tableau 5.1 : statistiques de C_{vs}

Résumé des statistiques de C_{vs}						
min	max	moy	écart-type	variance	Coef. de	Coef.
(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3)	(g/m^3) ²	variation	d'asymétrie
509	1511	998	223	49901,7	0,22	-0,0029

A la figure 5.2, on retrouve la répartition spatiale des concentrations calculées. On y observe qu'il y a une concentration de valeurs élevées de C_{vs} aux environs du coin supérieur gauche.

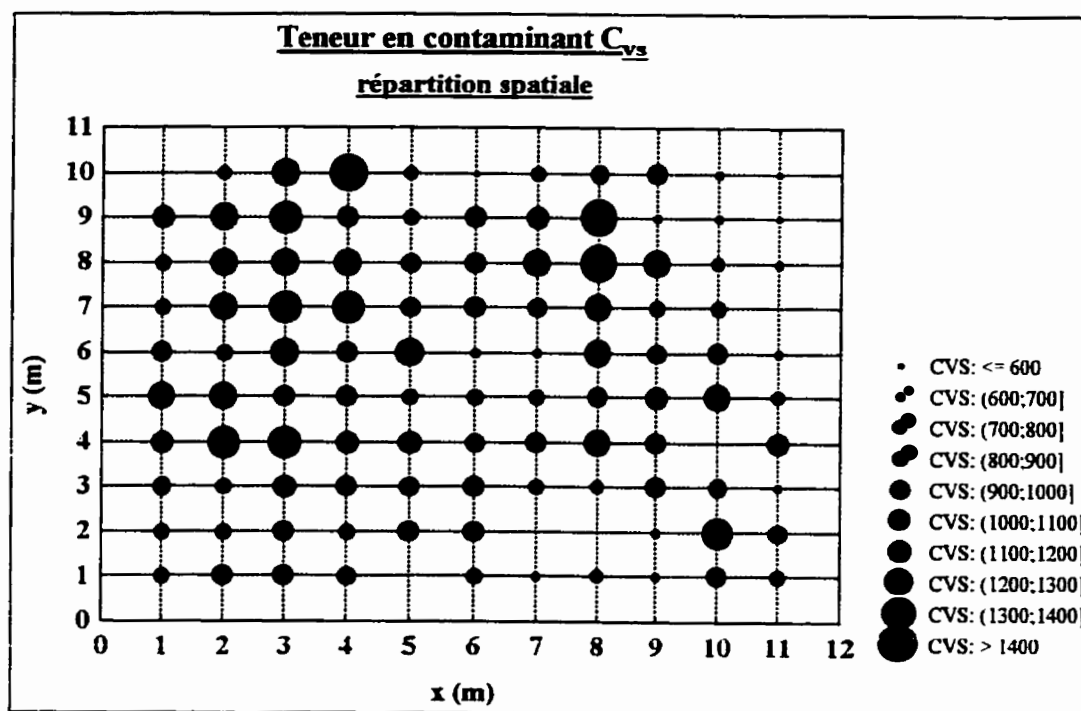


Figure 5.2 : Répartition spatiale de C_{vs}

Afin de déterminer s'il existe une dérive significative, les moyennes de C_{vs} de même que les écarts types sont calculés selon la méthode des fenêtres mobiles. Les fenêtres utilisées ici couvrent une superficie de 4 m x 4 m et se chevauchent sur une bande de 1 m dans chacune des directions. Le tableau 5-2 présente ces résultats.

Tableau 5-2: Moyennes et écarts types de C_{xx} calculés par la méthode des fenêtres mobiles

a) moyennes de C_{xx}

		$x \rightarrow$					
		2,5	4,5	6,5	8,5	10,5	moyenne
\uparrow	8,5	1177	1085	1023	1004	774	1013
	6,5	1143	1079	1016	1045	924	1041
	4,5	1113	1054	959	1008	1006	1028
y	2,5	1036	1049	942	926	945	980
moyenne		1117	1067	985	996	912	

b) écarts types

		$x \rightarrow$					
		2,5	4,5	6,5	8,5	10,5	
\uparrow	8,5	211	258	249	268	220	
	6,5	171	207	214	205	211	
	4,5	162	189	185	159	182	
y	2,5	172	136	162	210	196	

Les écarts types calculés par fenêtres mobiles mettent en évidence la variabilité des données. Les fenêtres centrées sur $y = 8,5$ et $x = 4,5$; $6,5$ et $8,5$ sont celles pour lesquelles l'écart type est le plus élevé. On observe également cette variabilité à la figure 5.2, le phénomène y est toutefois moins marqué. L'analyse des moyennes calculées par fenêtres mobiles montrent que la dérive est peu significative.

5.1.2. Variogramme de la teneur en contaminant

Suivant l'analyse statistique, on ne peut déceler une quelconque anomalie, que ce soient des valeurs extrêmes nettement isolées ou autre. De même, on ne peut déterminer qu'il existe une ou plusieurs directions préférentielles selon lesquelles la variation des valeurs est significative. Des variogrammes directionnels ont tout de même été calculés afin de confirmer cette observation. Effectivement, ces variogrammes n'ont pas permis de modéliser de telles tendances. De plus, comme le site étudié est un remblai, il n'existe pas de phénomène physique ou géologique qui expliquerait des axes d'anisotropie ou même la présence d'une dérive. C'est ainsi que l'hypothèse d'un phénomène stationnaire et isotrope est considérée pour l'estimation des variogrammes.

La figure 5.3 présente ce variogramme ainsi que deux modèles théoriques qui s'ajustent aux valeurs expérimentales. Les caractéristiques de ces modèles sont les suivantes :

modèle no 1 : Exponentiel

$$a = 1,23 \text{ m}$$

$$C_0 = 10\,000$$

$$C = 40\,000$$

modèle no 2 : Exponentiel

$$a = 0,87 \text{ m}$$

$$C_0 = 0$$

$$C = 46\,463$$

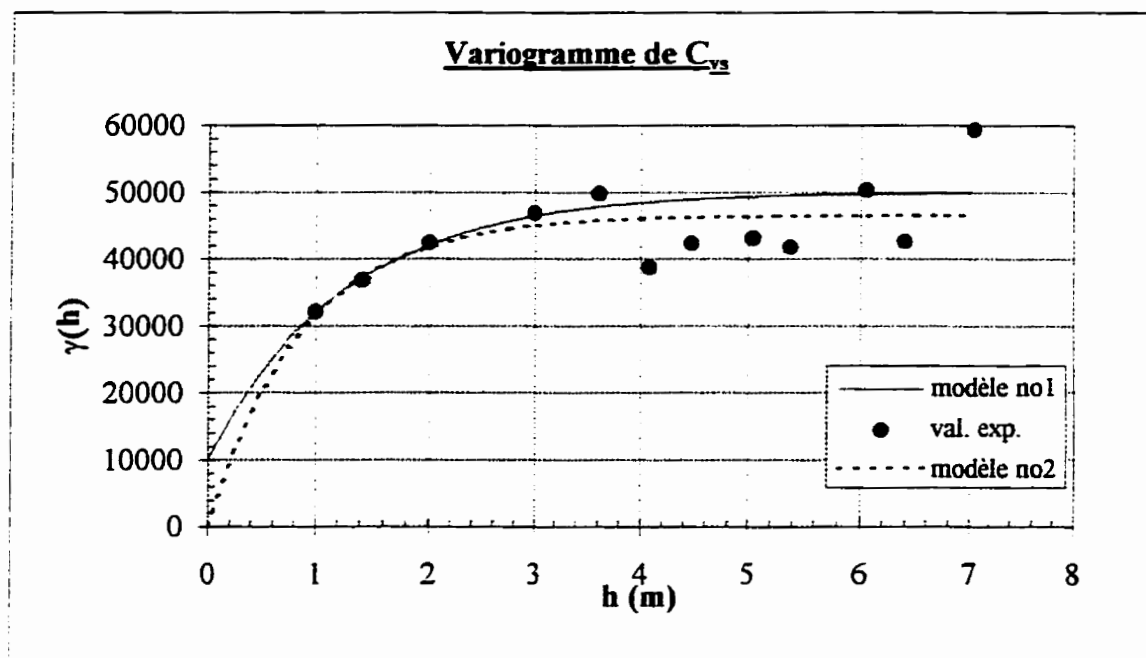


Figure 5.3 : Variogramme de C_{vs}

La variance des échantillons de $49\,902\text{ (g/m}^3\text{)}^2$ est mieux représentée par le modèle no1 dont le pallier est de $50\,000\text{ (g/m}^3\text{)}^2$. De plus, visuellement, ce dernier s'ajuste mieux aux données expérimentales que le second. Ainsi, le modèle no 1 est retenu comme variogramme théorique.

- **Variances de dispersion**

La variance de dispersion de valeurs ponctuelles à l'intérieur d'un bloc v correspond à la moyenne des variances de toutes les valeurs ponctuelles comprises dans le bloc v lorsque ce dernier est situé aléatoirement à l'intérieur du site étudié.

La variance de dispersion des valeurs ponctuelles à l'intérieur d'un domaine v est :

$$\sigma^2(0/v) = \bar{\gamma}(v, v) - \bar{\gamma}(0, 0) \quad [5-2]$$

où $\bar{\gamma}(v, v)$ correspond à la valeur moyenne des variogrammes lorsque la position des paires de points est aléatoire à l'intérieur de v . On peut trouver la valeur de $\bar{\gamma}(v, v)$ par l'abaque de la fonction $F(l, L)$ (Journel, 1987), par la relation suivante :

$$\bar{\gamma}(v, v) = C_0 + C \cdot F(l; L) \quad [5-3]$$

avec les paramètres du variogramme théorique (modèle exponentiel) :

$a = 1,23$ m; la portée du variogramme

$C_0 = 10\,000$;

$C = 40\,000$

et $l = L = 1$ m

on obtient :

$$F(l; L) = 0,34$$

donc : $\bar{\gamma}(v, v) = 23\,600$.

La variance de dispersion des valeurs ponctuelles à l'intérieur du champ d'étude (ci-après noté V) est donnée par :

$$\sigma^2(0/V) = \bar{\gamma}(V, V) - \bar{\gamma}(0, 0).$$

Dans la présente étude, la taille des échantillons est négligeable par rapport aux dimensions du site. Ainsi, $\sigma^2(0/V)$ correspond à la variance des valeurs ponctuelles; soit :

$$\sigma^2(0/V) = \sigma^2 \quad [5-4]$$

Si on a $0 \in v \in V$, on peut écrire :

$$\sigma^2(0/V) = \sigma^2(0/v) + \sigma^2(v/V)$$

Ainsi, la variance de dispersion de blocs v à l'intérieur de V peut s'écrire :

$$D_{v/V}^2 = \sigma^2(v/V) = \sigma^2(0/V) - \sigma^2(0/v),$$

qui ici représente :

$$D_{v/V}^2 = \sigma^2 - \bar{\gamma}(v, v). \quad [5-5]$$

Les figures suivantes, qui présentent l'influence de la taille du bloc v ($l \times l$) sur la variance de dispersion, montrent que plus les unités sont grandes, moins elles sont variables (Marcotte, 1990).

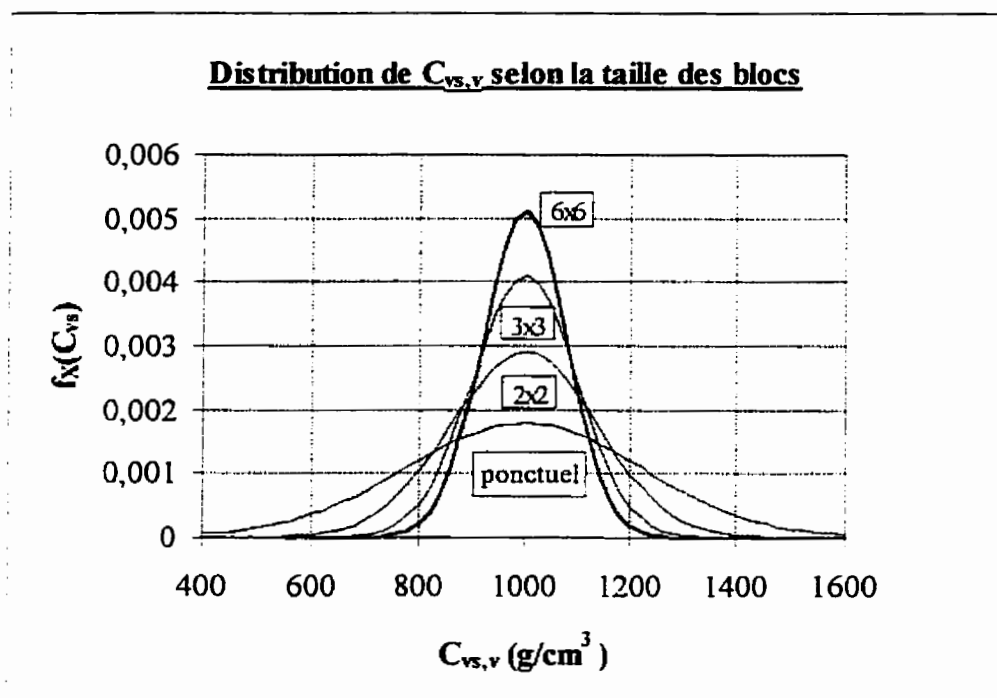


Figure 5.4 : Distribution des valeurs de $C_{vs,v}$

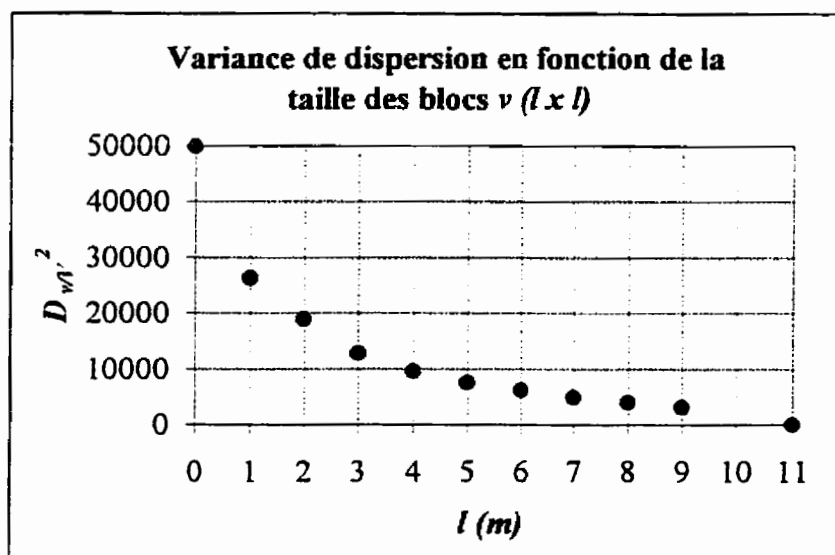


Figure 5.5 : Variance de dispersion de C_w en fonction de v

5.2. Estimation de la teneur en contaminant par un seul échantillon

Supposons, comme c'est souvent le cas en pratique, que la contamination moyenne d'un bloc est estimée par la valeur d'un seul échantillon, prélevé au centre du bloc. On désire connaître l'erreur associée à cette approximation. Soulié et al (1983), ont résolu un problème similaire concernant l'estimation du degré de compactage de volumes de sol à partir d'un seul essai par bloc. Les principes de leur étude sont repris ici afin d'estimer les probabilités d'erreur de décision.

Attribuer la valeur d'un échantillon à l'ensemble d'un volume de sol correspond à l'estimation de la valeur moyenne d'un bloc par le krigeage ordinaire d'un seul point. Dans le cadre de cette étude, les blocs sont de 1m x 1m et les échantillons sont situés au centre de chacun des blocs. Le système de krigeage ordinaire s'écrit alors :

$$C_{vz,v}^* = \lambda C_{vz}(x)$$

$$\lambda \cdot \gamma(x - x) + \mu = \bar{\gamma}(x, v) \text{ et}$$

$$\lambda = 1$$

La variance de krigeage est :

$$\sigma_{ko}^2 = \lambda \cdot \bar{\gamma}(x, v) - \bar{\gamma}(v, v) - \mu$$

On a donc :

$$\mu = \bar{\gamma}(x, v),$$

$$C_{vs, v}^* = C_{vs}(x) \text{ et} \quad [5-6]$$

$$\sigma_{ko}^2 = 2 \cdot \bar{\gamma}(x, v) - \bar{\gamma}(v, v)$$

Le terme $\bar{\gamma}(x, v)$ correspond au variogramme moyen des paires dont une extrémité du vecteur est le point x situé au centre du bloc tandis que l'autre extrémité est située aléatoirement à l'intérieur du même bloc v . La valeur de $\bar{\gamma}(x, v)$ peut être évaluée par l'abaque $H(l; L)$ (Journel, 1987), par :

$$\bar{\gamma}(x, v) = C_0 + C \cdot H(l; L) \quad [5-7]$$

avec les paramètres connus du variogramme et :

$$l = L = 0,5 \text{ m}$$

on obtient :

$$H(l; L) = 0,25,$$

donc: $\bar{\gamma}(x, v) = 20\,000$

La variance de dispersion des valeurs krigées, D_{ko}^2 , est reliée aux variances de krigeage et de dispersions des vraies valeurs moyennes par :

$$D_v^2 = D_{ko}^2 + \sigma_{ko}^2 - 2 \cdot \bar{\gamma}(x, v)$$

Des équations 5-5, 5-6 et 5-7, on obtient :

$$D_{ko}^2 = \sigma^2 \quad [5-8]$$

Lorsque l'on pose l'hypothèse que les distributions conjointes de $C_{vs,v}^*$ et $C_{vs,v}$ sont normales, l'espérance conditionnelle de $C_{vs,v}$ étant donné $C_{vs,v}^*$ s'écrit :

$$E(C_{vs,v} | C_{vs,v}^*) = m + \rho \cdot \frac{D_v}{D_{ko}} \cdot (C_{vs,v}^* - m) \quad [5-9]$$

où ρ est le coefficient de corrélation de $C_{vs,v}$ et $C_{vs,v}^*$

$$\rho = \frac{D_{ko}^2 - \mu}{D_{ko} \cdot D_v} \quad [5-10]$$

et la variance conditionnelle est :

$$\sigma_{C_{vs,v} | C_{vs,v}^*}^2 = D_v^2 \cdot (1 - \rho^2) \quad [5-11]$$

La fonction de distribution de $C_{vs,v}$ pour $C_{vs,v}^*$ donné est la suivante :

$$f(C_{vs,v} | C_{vs,v}^*) = \frac{1}{\sqrt{2\pi \cdot \sigma_{C_{vs,v} | C_{vs,v}^*}^2}} \cdot \exp \left\{ -\frac{[C_{vs,v} - m - \rho^2 \cdot (C_{vs,v}^* - m)]^2}{2 \cdot \sigma_{C_{vs,v} | C_{vs,v}^*}^2} \right\} \quad [5-12]$$

La probabilité que la vraie valeur $C_{vs,v}$ soit plus grande qu'un seuil z , connaissant la valeur de $C_{vs,v}^*$, est déterminée par l'intégration de la fonction de distribution conditionnelle, soit :

$$Prob(C_{vs,v} > z | C_{vs,v}^*) = \int_z^{\infty} f(C_{vs,v} | C_{vs,v}^*) \cdot dC_{vs,v} \quad [5-13]$$

Les équations 5-10 à 5-12 peuvent être réécrites en fonction des paramètres définis plus haut :

$$\rho = \frac{\sigma^2 - \bar{\gamma}(x, v)}{\sigma \cdot (\sigma^2 - \bar{\gamma}(v, v))^{1/2}}, \quad [5-14]$$

$$E(C_{vs,v} | C_{vs,v}^*) = m + \frac{\sigma^2 - \bar{\gamma}(x, v)}{\sigma^2} \cdot (C_{vs,v}^* - m) \quad [5-15]$$

$$\text{et} \quad \sigma_{C_{vs,v} | C_{vs,v}^*}^2 = \sigma_{ko}^2 - \frac{\bar{\gamma}(x, v)^2}{\sigma^2} \quad [5-16]$$

Pour fins de démonstration, et puisque le nombre d'échantillons est relativement élevé pour les dimensions du terrain, on pose que la valeur moyenne du site correspond à la

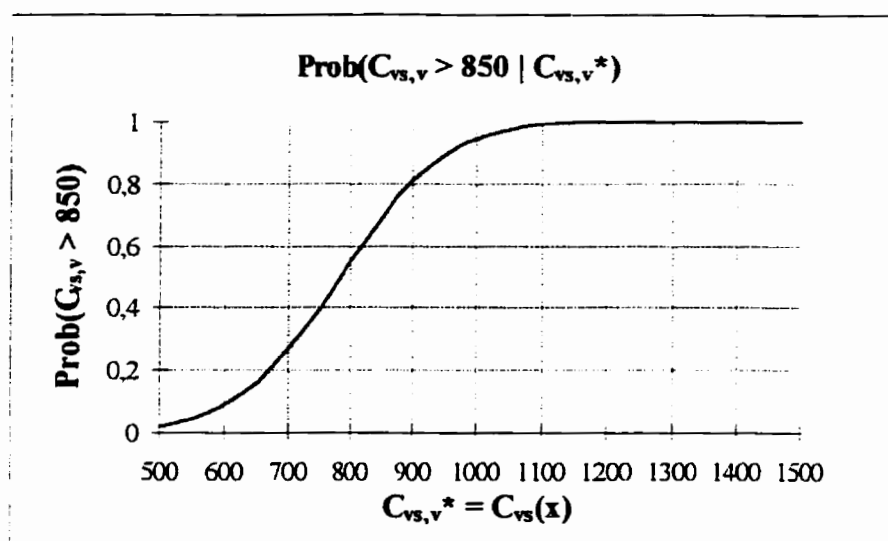
moyenne des valeurs échantillonnées. Tous les paramètres des équations [5-14] à [5-16] sont connus, en résumé ils sont :

$$\begin{array}{ll}
 m = & 1\,000 \\
 \sigma^2 = & 50\,000 \\
 \bar{\gamma}(x, v) = & 20\,000 \\
 \bar{\gamma}(v, v) = & 23\,600 \\
 \sigma_{ko}^2 = & 16\,400
 \end{array}
 \qquad
 \begin{array}{ll}
 D_v^2 = & 26\,400 \\
 D_{ko}^2 = & 50\,000 \\
 \rho = & 0,826 \\
 \sigma_{C_{vx}, C_{vx}}^2 = & 8\,400
 \end{array}$$

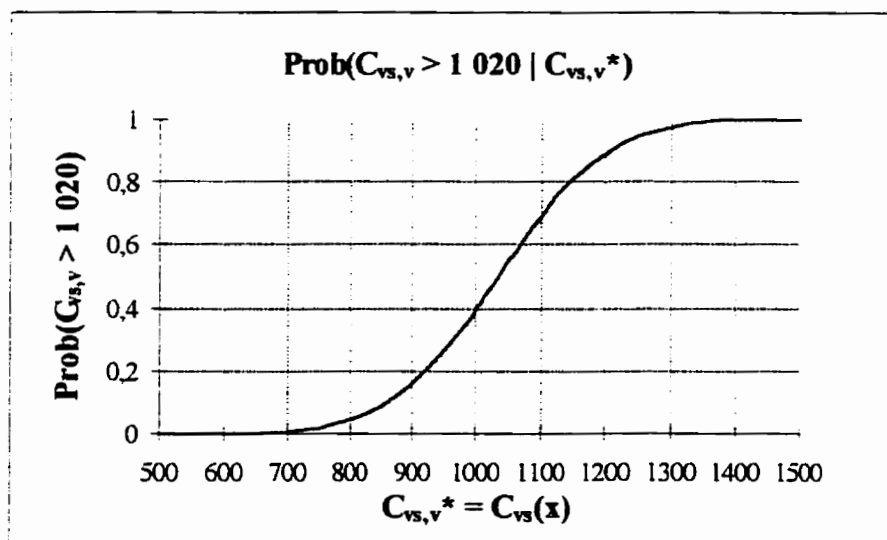
Avec ces valeurs, la probabilité que la concentration moyenne $C_{vx,v}$ soit plus grande que z , sachant que la valeur de l'échantillon est C_{vx} (équation 5-13). Les deux seuils choisis ici, sont 850 g/m^3 et $1\,020\text{ g/m}^3$. Les résultats sont présentés aux figures 5.6 a) et b). D'après ces résultats, il existe une probabilité considérable que la contamination réelle d'un bloc soit supérieure à un seuil z alors que la valeur de l'échantillon ayant servi à son estimation y est inférieure. Ainsi, d'après la figure 5.6 a), même lorsque la teneur en contaminant de l'échantillon est de 600 g/m^3 , il existe près de 10% de chance que la vraie contamination moyenne du bloc soit supérieure à 850 g/m^3 . Le plateau de 100%, c'est-à-dire lorsqu'il n'y a plus possibilité d'erreur d'estimation, n'est atteint que pour un valeur échantillonnaire d'environ $1\,100\text{ g/m}^3$.

En ce qui a trait au seuil de $1\,020\text{ g/m}^3$, les chances d'erreur sont relativement plus faibles. Lorsque la valeur de l'échantillon est égale au seuil de $1\,020\text{ g/m}^3$, il y a une

probabilité de 40 % de classer le bloc non contaminé alors qu'il l'est réellement. La probabilité d'erreur est pratiquement nulle pour $C_{vs} \geq 1\,350 \text{ g/m}^3$.



a) $z = 850 \text{ g/m}^3$



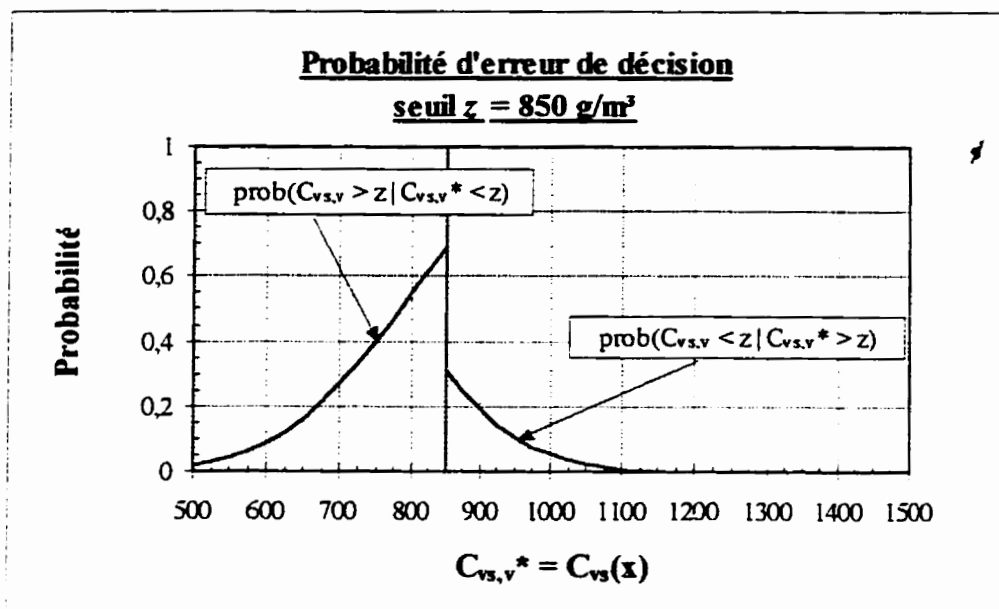
b) $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$

Figure 5.6 : $\text{prob}(C_{vs,v} > z \mid C_{vs,v}^*)$

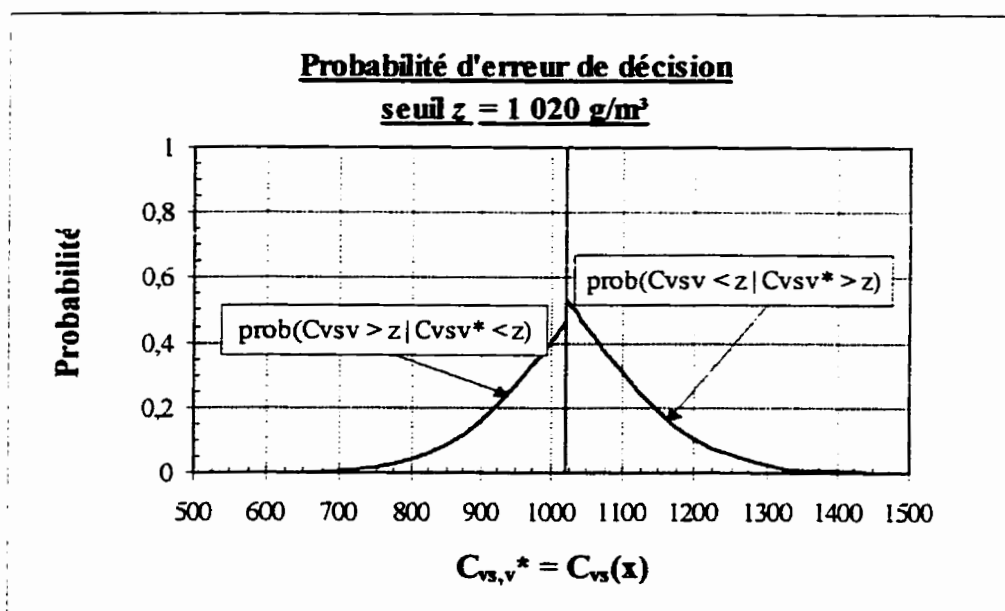
La possibilité que la vraie teneur en contaminant excède un seuil alors que le contraire avait été estimé engendre un risque environnemental certain. Manifestement, après réhabilitation du sol, il subsistera des volumes de sol dont la contamination pose un danger. Il est possible d'examiner le problème sous un autre angle. En effet, un second problème persiste, mais quant au coût du projet. Existe-t-il une probabilité qu'un bloc soit traité alors que sa contamination réelle est en deçà du seuil admissible ? Il est effectivement possible de calculer cette probabilité, par la relation suivante :

$$Prob(C_{vs,v} < z \mid C_{vs,v}^* = z) = 1 - Prob(C_{vs,v} > z \mid C_{vs,v}^* = z) \quad [5-17]$$

En matière de risque environnemental, la portion de la figure 5.6 qui pose un intérêt est située en deçà de $C_{vs,v}^* = z$. La figure suivante illustre d'une part, cette portion de la figure 5.5, tandis que la probabilité que la vraie contamination d'un bloc soit inférieure au seuil alors que la valeur échantillonnale y est supérieure est représentée par la partie de la courbe au delà de $C_{vs,v}^* = z$. Les figures 5.7 a) et b), présentent donc et le risque environnemental, et la probabilité que des coûts soient encourus inutilement par la réhabilitation de blocs dont la contamination est acceptable.



a) seuil $z = 850 \text{ g/m}^3$



b) seuil $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$

Figure 5.7 : Probabilités d'erreur de décision

On observe, d'après la figure 5.7, que le risque environnemental est plus élevé lorsque le seuil est inférieur à la moyenne du site. Par contre les chances de décontaminer des blocs qui sont acceptables sont plus grandes lorsque le seuil est supérieur à cette moyenne. En fait, si le seuil critique correspondait à la valeur moyenne du site, les risques seraient les mêmes tant du point de vue environnemental que pécuniaire. Si la valeur de l'échantillon équivalait au seuil, les probabilités que la vraie teneur d'un bloc soit inférieure ou supérieure au seuil serait alors de 50%.

Ces résultats mettent en lumière les risques d'erreur encourus lorsque la valeur d'un bloc est estimée par un seul échantillon. Il est alors nécessaire d'impliquer les points avoisinants de ce bloc dont on cherche à estimer la valeur moyenne. Dans la prochaine section, la teneur en contaminant est estimée par krigeage ordinaire en tenant compte de toutes les données.

5.3. Estimation de la teneur en contaminant par krigeage ordinaire

Connaissant la variabilité spatiale des valeurs expérimentales modélisée par le variogramme exponentiel déterminé à la section 5.1.2, les valeurs ponctuelles et de blocs sont estimées par krigeage ordinaire. Tel que mentionné au chapitre précédent, cette

technique d'estimation utilise les points avoisinants et assure l'erreur d'estimation minimale. La figure 5.6 présente l'histogramme des valeurs krigées ponctuellement suivant une grille de 0,2 m x 0,2 m.

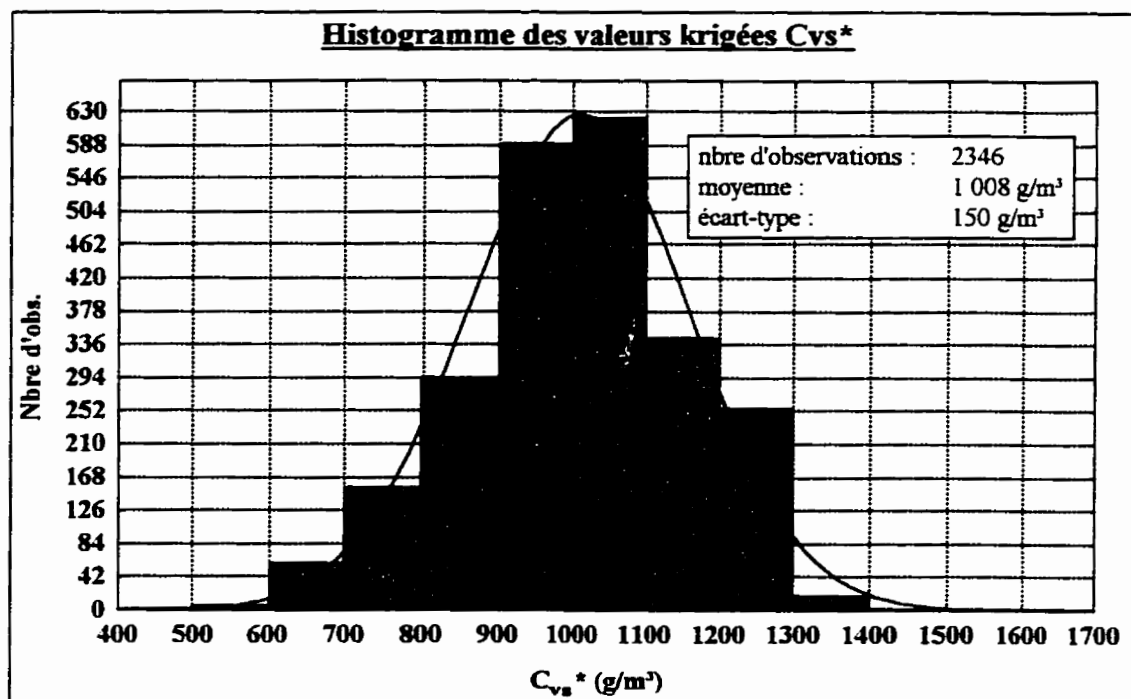


Figure 5.8 : Histogramme des valeurs krigées de C_{vs}

En comparant les figures 5.1 et 5.8, on note l'effet de lissage que produit le krigeage. Tandis que la moyenne des valeurs estimées est semblable à celle des données originales, on observe un rapport des variances de l'ordre de 2/3. Les valeurs expérimentales extrêmes sont en quelque sorte diluées à travers le processus de krigeage produisant ainsi

des données dont la variabilité est moindre. A la figure 5.9, on retrouve la répartition spatiale des teneur en contaminant estimées par krigeage ordinaire.

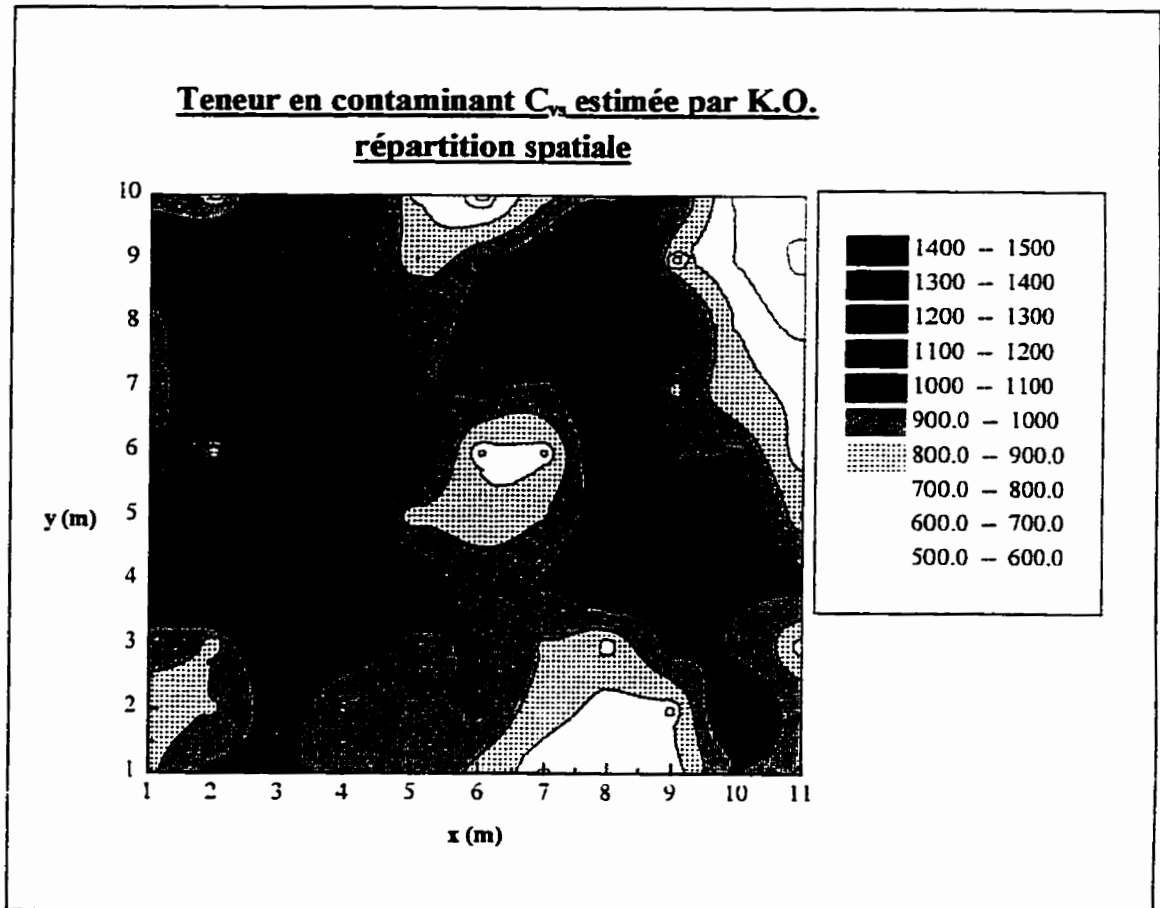


Figure 5.9 : Répartition spatiale des valeurs krigées de C_v

Cette valeur krigée peut être interprétée comme étant la moyenne estimée au point considéré de la distribution de la concentration inconnue, distribution conditionnelle aux données de mesure et à leurs positions relatives par rapport au point considéré. De même, le krigeage ordinaire permet d'évaluer la variance de krigeage qui peut être

interprétée comme étant la variance de cette distribution inconnue. Ce n'est que dans le cas où on fait l'hypothèse que cette distribution est normale (hypothèse difficilement vérifiée) que la valeur krigée et la variance de krigeage permettent de connaître cette distribution, et ainsi de déterminer, par exemple, qu'elle est la probabilité qu'en un point donné la vraie valeur dépasse un seuil fixé.

Comme on le verra plus loin, le krigeage de probabilité permet de répondre à cette question sans poser l'hypothèse de normalité. C'est pour cette raison qu'à ce stade, seule la valeur krigée est présentée.

Lors de la caractérisation de sites contaminés en vue de la réhabilitation du sol, la valeur de concentrations moyennes pour des blocs de sol revêt un intérêt particulier. En effet, un site est subdivisé en plusieurs cellules ou blocs, chacun considéré indépendamment des autres. La décision de traiter un bloc de sol est prise si sa teneur en polluant excède les critères environnementaux. Le krigeage de blocs s'avère donc particulièrement intéressant, surtout dans les cas où peu de points ont été échantillonnés à l'intérieur de la cellule. On retrouve aux tableaux qui suivent les résultats de krigeage de blocs.

Tableau 5-3: Teneurs en contaminant estimées par krigeage ordinaire de blocs**a) $C_{x,y}^*$; blocs de 2x2 m²**

	2	4	6	8	10
10	1020	1099	821	1004	754
8	1170	1158	1031	1200	806
y 6	1097	1130	895	1030	941
4	1153	1113	958	1023	1027
2	946	991	938	801	975
	x				

b) $C_{x,y}^*$; blocs de 3x3 m²

	1,5	4,5	7,5	9,5
8,5	1087	1069	1113	750
y 5,5	1103	1062	984	934
2,5	978	1019	882	955
	x			

c) $C_{x,y}^*$; blocs de 4x4 m²

	2	6	10
10	1057	955	833
y 6	1122	1000	952
2	991	921	917
	x		

En posant deux critères de contamination, soit $z = 850 \text{ g/m}^3$ et $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$, au delà desquels la contamination est inacceptable, on peut visualiser l'influence de la taille des blocs sur les résultats de krigeage. La figure qui suit illustre la proportion de surface estimée contaminée en fonction de la taille des blocs et pour chacun des seuils.

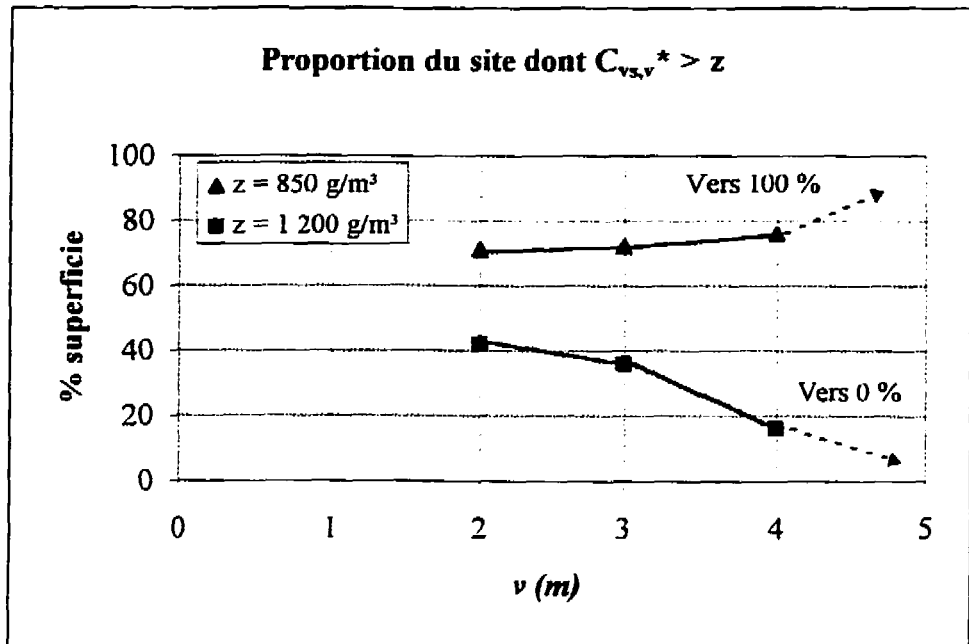


Figure 5.10 : Proportion de surface du site classifiée contaminée en fonction de la taille des blocs

D'après la figure 5.10, on observe que si le seuil acceptable de contamination est de 850 g/m^3 , la quantité de sol à être traité augmente légèrement lorsque la taille des blocs augmente. Inversement, pour le seuil de 1020 g/m^3 , qui correspond à la valeur médiane des données, plus la taille des blocs augmente moins grande est la superficie qui excède ce seuil. En fait, si tout le site est considéré en un seul bloc, la teneur en contaminant estimée correspondra à la valeur moyenne du site. Ceci s'explique par le fait la variance de dispersion D_{vv}^2 diminue lorsque la taille des blocs v augmente. À l'extrême, la variance est nulle lorsque la taille des blocs équivaut aux dimensions du site. Dans ce cas-

ci, puisque la valeur moyenne du site est de $1\,000\text{ g/m}^3$, la proportion du site considérée contaminée, lorsque $z = 850\text{ g/m}^3$, augmente avec la taille des blocs, pour tendre vers 100 % quand v aura les dimensions du site. De même, pour $z = 1\,200\text{ g/m}^3$, la courbe de la figure 5.10 tend vers 0 % avec l'augmentation de la taille des blocs.

Il peut arriver que la teneur en contaminant, à l'intérieur d'une zone relativement restreinte soit considérablement différente de celle des zones avoisinantes. Comme le krigeage a tendance à amenuiser les valeurs extrêmes, une telle zone pourrait ne plus paraître après les calculs. Ainsi, il est possible que la teneur moyenne d'une cellule soit supérieure au seuil tolérable, bien qu'il y ait une zone comprise dans le bloc et dont la teneur ne comporte aucun risque environnemental. Ce fait est clairement illustré si l'on compare les résultats de krigeage ponctuel et de blocs. On observe en effet à la figure 5.9, une zone d'environ 4 m^2 centrée approximativement en (6,5;5,5) à l'intérieur de laquelle la concentration estimée par krigeage ponctuel est inférieure à 850 g/m^3 . Ce résultat n'est pas reflété par les résultats de krigeage de blocs. Une situation inverse pourrait également se produire, ce n'est toutefois pas le cas pour le site à l'étude.

Pour obvier à de telles situations, il est possible d'étudier la répartition spatiale des résultats de krigeage ponctuel, calculés sur une grille serrée. Ainsi, les zones dont la contamination excède les critères environnementaux peuvent être définies et le choix des volumes de sol à être traités fondé sur ces résultats. On peut également, à partir des

résultats de krigeage ponctuel, déterminer des zones cibles, et ainsi orienter le choix de la position des blocs ou de leur taille, lorsque possible.

5.4. Estimation de C_{α} par krigeage de probabilité

Le krigeage ordinaire de la teneur en contaminant d'un site donne une estimation de la moyenne de la distribution de la valeur d'un point ou de la moyenne d'un bloc, ainsi que l'erreur d'estimation, donc de la variance de cette distribution. Sauf dans le cas d'une hypothèse forte de distribution normale, on ne peut, à partir de ces résultats en déduire, par exemple, la proportion du sol dans un bloc qui excède un seuil donné. De même, la probabilité qu'en un point la contamination soit supérieure à un seuil est inconnue. Ces informations supplémentaires peuvent s'avérer utiles, pour tenir compte de l'incertitude locale dans le processus décisionnel lors de la réhabilitation d'un site, par exemple.

Journel (1984) a mis au point une technique de krigeage qui permet d'estimer ces probabilités, par transformation des valeurs expérimentales et qui n'implique pas d'hypothèses de normalité des valeurs observées. Cette technique est appelée «krigeage d'indicatrices».

Pour un certain seuil z , la variable aléatoire $C_{\alpha}(x_i)$ est transformée en une variable indicatrice $I(x_i, z)$, qui prend la valeur de 1, lorsque $C_{\alpha}(x_i) \leq z$, sinon la valeur de 0 lui

est attribuée. Le variogramme de la variable transformée est calculé et les résultats de krigeage d'indicateur sont interprétés comme étant la probabilité d'excéder le seuil défini.

L'information contenue dans l'indicateur ne fournit qu'une partie des renseignements concernant la variable étudiée. En effet, l'indicateur indique si la variable excède ou non un certain seuil, par contre l'écart entre la valeur réelle et le seuil n'est pas connu.

Le krigeage de probabilité (Journel, 1984, Sullivan, 1983, Okx et al., 1992) tente de combler cette faiblesse en utilisant, en plus des indicateurs, la valeur d'échantillonnage de la variable étudiée. Le krigeage de probabilité est le cokrigeage des indicateurs et des valeurs observées. Afin que ces deux variables soient d'ordres de grandeur comparables, les valeurs initiales doivent être transformées. Cette transformation est effectuée en remplaçant la variable expérimentale par la valeur correspondante $U(x_i)$ de sa fonction de densité cumulative de distribution. Il est à noter que tout au long du texte, la position des paramètres est notée x_i plutôt que (x_i, y_i) , ceci pour alléger les différentes expressions. En chaque point échantillonné, les deux variables utilisées pour le krigeage de probabilité sont alors connues soit :

$$I(x_i, z) = 0 \text{ pour } C_{\text{var}}(x_i) \leq z, 1 \text{ autrement.}$$

$$U(x_i) = \text{valeur de la fonction de densité cumulative expérimentale pour } C_{\text{var}}(x_i).$$

La probabilité qu'en un point x_0 non échantillonné, la teneur en polluant soit supérieure au seuil fixé est alors estimée par cokrigage des deux variables. Le système de cokrigage est le suivant :

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot \gamma_I(h_{ij}) + \sum_{i=1}^m \beta_i \cdot \gamma_{IU}(h_{ij}) + \mu_1 &= \gamma_I(h_{0j}) & \text{pour } j = 1, n & \quad [5-19] \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot \gamma_{IU}(h_{ij}) + \sum_{i=1}^m \beta_i \cdot \gamma_U(h_{ij}) + \mu_2 &= \gamma_U(h_{0j}) & \text{pour } j = 1, m & \\ \text{et} & & & \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i &= 1 & & \\ \sum_{i=1}^m \beta_i &= 0 & & \end{aligned}$$

La variance des erreurs ou variance de krigage est alors :

$$\sigma_k^2 = \gamma_I(h_{00}) - \mu_1 + \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma_I(h_{i0}) + \sum_{j=1}^m \beta_j \gamma_{UI}(h_{j0}) \quad [5-20]$$

Pour résoudre ce système de krigage, trois variogrammes doivent être calculés, soit:

$\gamma_I(h)$, $\gamma_U(h)$ et $\gamma_{IU}(h)$ qui est le variogramme croisé de $U(x_i)$ et $I(x_i, z_C)$. $\gamma_{UI}(h)$ est donné par la relation suivante :

$$\gamma_{IU} = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (I_i - I'_i) \cdot (U_i - U'_i), \quad [5-21]$$

où les variables I_i et I'_i ainsi que U_i et U'_i sont séparées par la distance h .

5.4.1. Variogrammes

Pour déterminer le variogramme croisé de $I(x_i)$ et $U(x_i)$, le modèle linéaire de corégionalisation est utilisé (Journel, 1987, Isaaks et Srivastava, 1989). Ce modèle implique que le variogramme de chaque variable ainsi que leur variogramme croisé est une combinaison linéaire de différentes structures, soit :

$$\begin{aligned}\gamma_I(h) &= u_0 \cdot \gamma_0(h) + u_1 \cdot \gamma_1(h) + \dots + u_n \cdot \gamma_n(h) \\ \gamma_U(h) &= v_0 \cdot \gamma_0(h) + v_1 \cdot \gamma_1(h) + \dots + v_n \cdot \gamma_n(h) \\ \gamma_{IU}(h) &= w_0 \cdot \gamma_0(h) + u_1 \cdot \gamma_1(h) + \dots + w_n \cdot \gamma_n(h)\end{aligned}$$

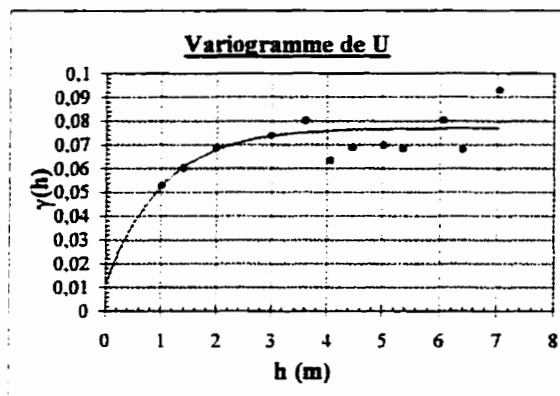
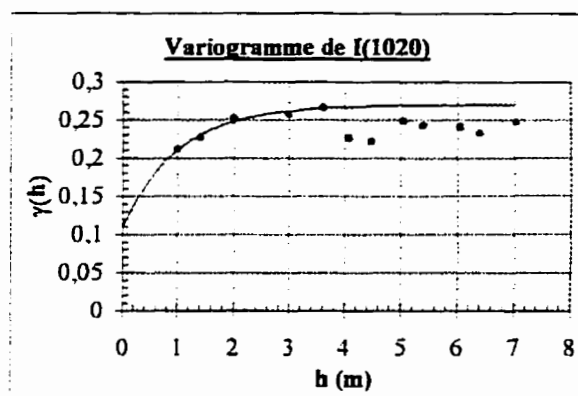
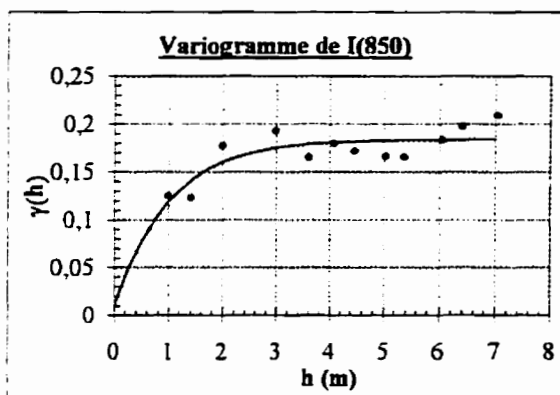
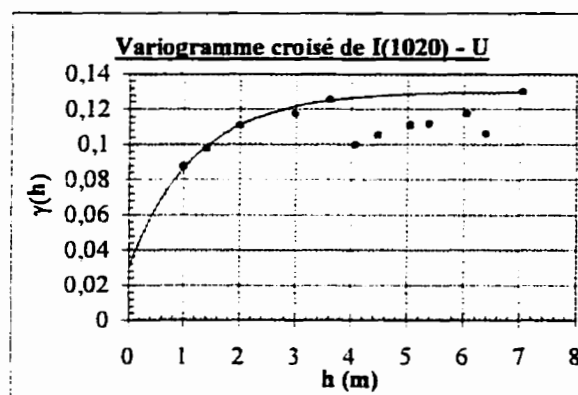
Sous forme matricielle :

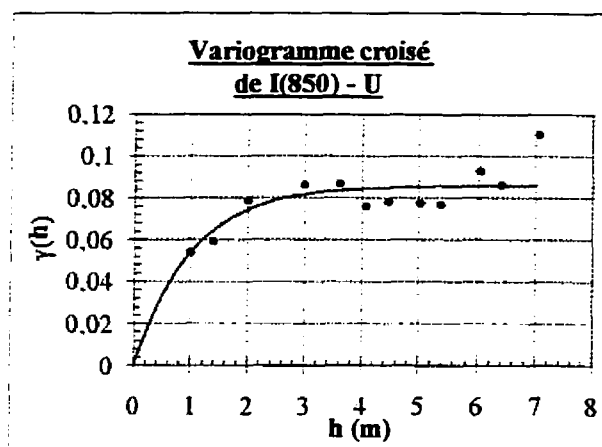
$$\begin{bmatrix} \gamma_{U_i} & \gamma_{IU_i} \\ \gamma_{IU_i} & \gamma_{I_i} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} u_i & w_i \\ w_i & v_i \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} \gamma_i(h) & 0 \\ 0 & \gamma_i(h) \end{bmatrix}$$

Le déterminant positif et non nul des matrices des coefficients est une restriction suffisante pour assurer que la variance d'une quelconque combinaison linéaire des variables soit assurément positive et que le système de cokrigage puisse être résolu.

Pour le calcul des variables indicatrices, deux seuils ont été choisis, le premier est la médiane des valeurs de C_{vs} , 1 020 g/m³, tandis que le second est celui pour lequel 75%

des valeurs de concentrations lui sont supérieures, soit 850 g/m^3 . On retrouve à la figure suivante les variogrammes expérimentaux de chacune des variables ainsi que les modèles théoriques choisis.

a) $\gamma_U(h)$ d) $\gamma_I(h)$ pour $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$ b) $\gamma_I(h)$ pour $z = 850 \text{ g/m}^3$ e) $\gamma_{IU}(h)$ pour $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$



**Caractéristiques des modèles
théoriques choisis :**

modèles exponentiels

$\gamma(h)$	C_0	C	a
I(1020)	0.11	0.16	1
U(Cv)	0,011	0,066	1
IU(1020)	0,03	0,091	1
I(850)	0.008	0,176	1
IU(850)	0	0,086	1

c) $\gamma_{IU}(h)$ pour $z = 850 \text{ g/m}^3$

Figure 5.11 : variogrammes de $\gamma_I(h)$, $\gamma_U(h)$ et $\gamma_{IU}(h)$ pour les seuils 850 et 1 020 g/m^3

5.4.2. Présentation des résultats de krigeage de probabilité

La méthode de krigeage de probabilité est utilisée ici afin d'estimer en tous points du site la probabilité que la teneur en contaminant excède un seuil défini. Les points estimés sont disposés suivant une grille régulière de 0,2 m x 0,2 m.

On retrouve à la figure suivante les résultats de krigeage de probabilité pour chacun des deux seuils fixés. Les résultats sont représentés graphiquement par une carte de probabilité, sur laquelle on retrouve la répartition spatiale des probabilités que la concentration en contaminant excède le seuil à l'étude.

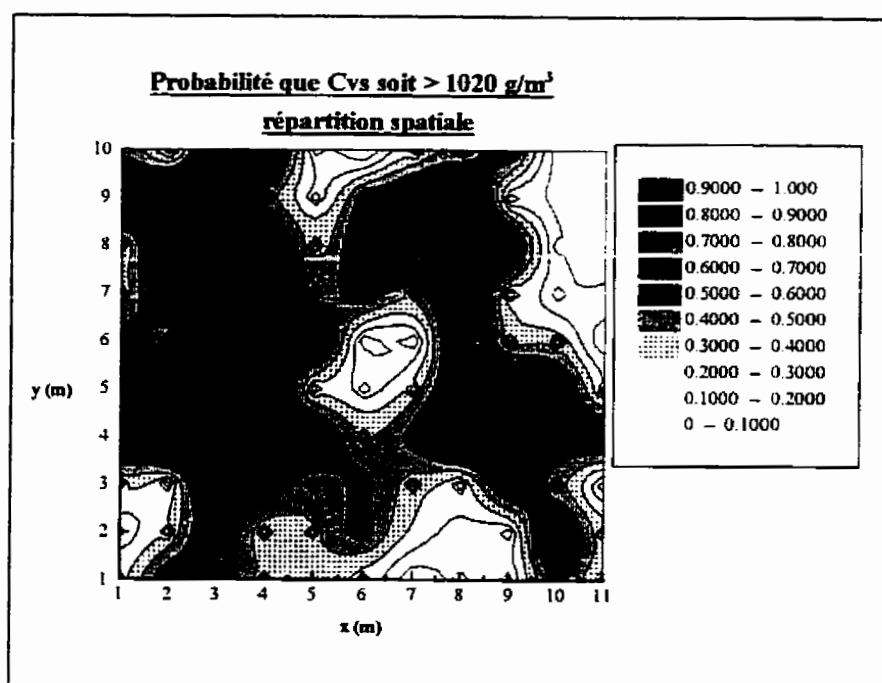
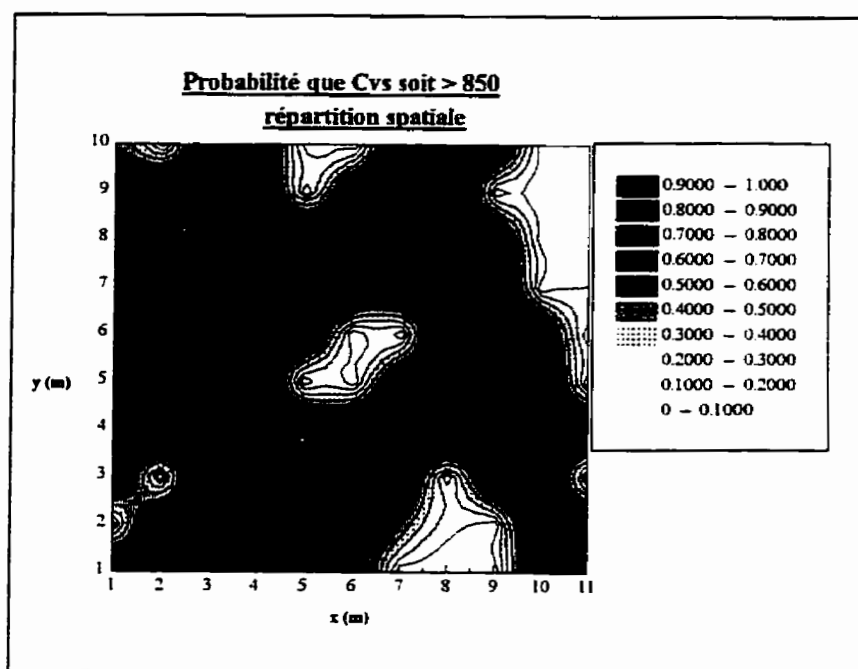


Figure 5.12 : Répartition spatiale des résultats de krigeage de probabilité

Ce type de représentation de l'état de contamination d'un site revêt un intérêt particulier. En effet, on retrouve sur une telle carte non seulement la répartition spatiale du contaminant à travers le site, mais également l'incertitude reliée à ces estimations. Comparativement aux estimations par krigeage ordinaire, le krigeage de probabilité offre des résultats plus riches en information.

Pour toute estimation, la précision des résultats est tributaire du nombre d'échantillons prélevés. La forme de l'histogramme des valeurs estimées est un indicateur de la précision des résultats. Effectivement, si le site était entièrement connu, la variance d'estimation serait nulle et la carte de probabilité ne présenterait que de zones "noires" et "blanches". Ainsi, la forme de l'histogramme de la figure 5.13 a), de même que la répartition spatiale des probabilités de la figure 5.12 a), indiquent que le nombre d'échantillons semble *a priori* suffisant lorsque le seuil critique est de 850 g/m^3 . A l'inverse, pour le seuil de $1\,020 \text{ g/m}^3$, le nombre d'échantillons ne semble pas suffisamment élevé, puisque la carte de probabilité de la figure 5.12 b) présente en majeure partie, des zones grises et que la distribution des résultats est relativement étendue.

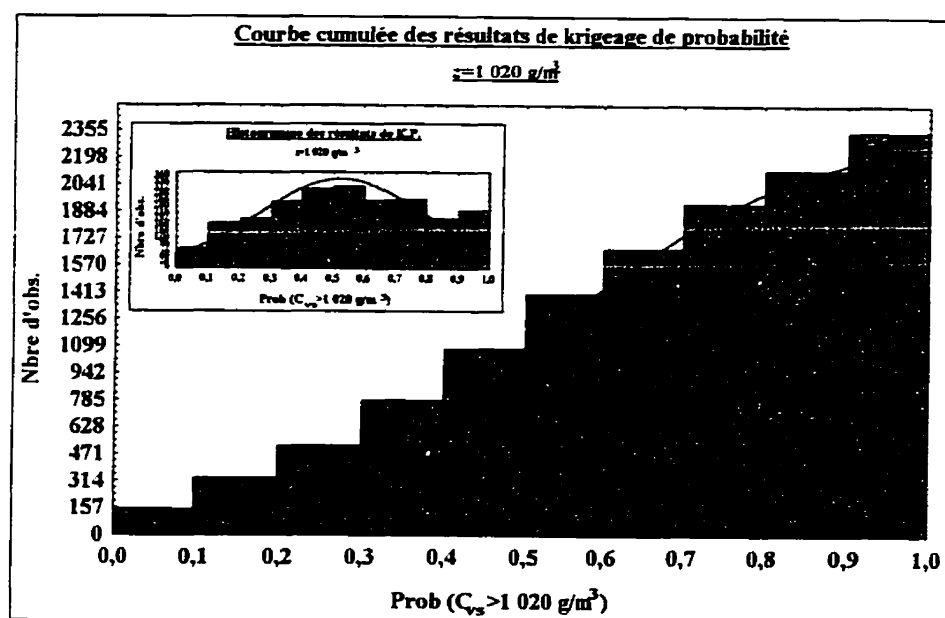
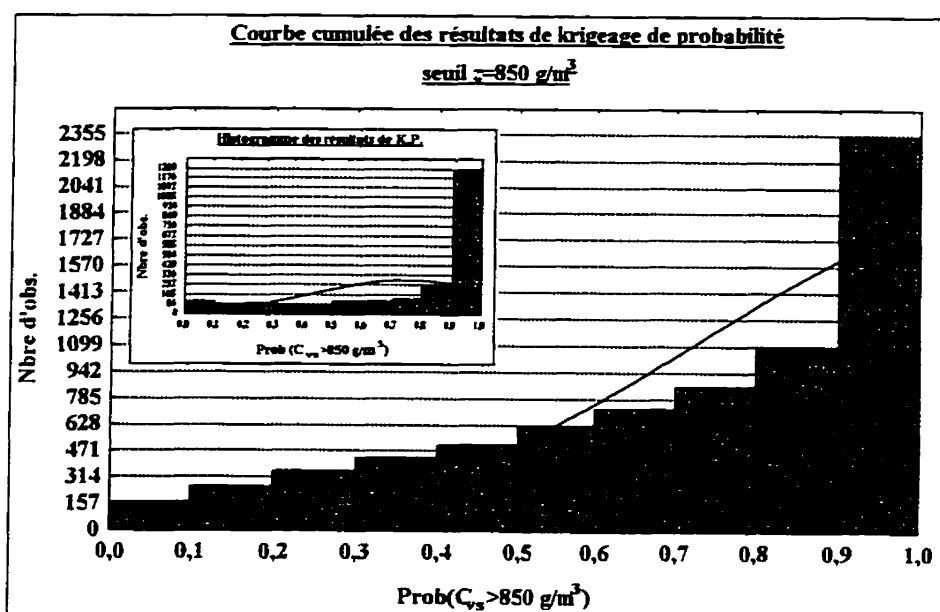
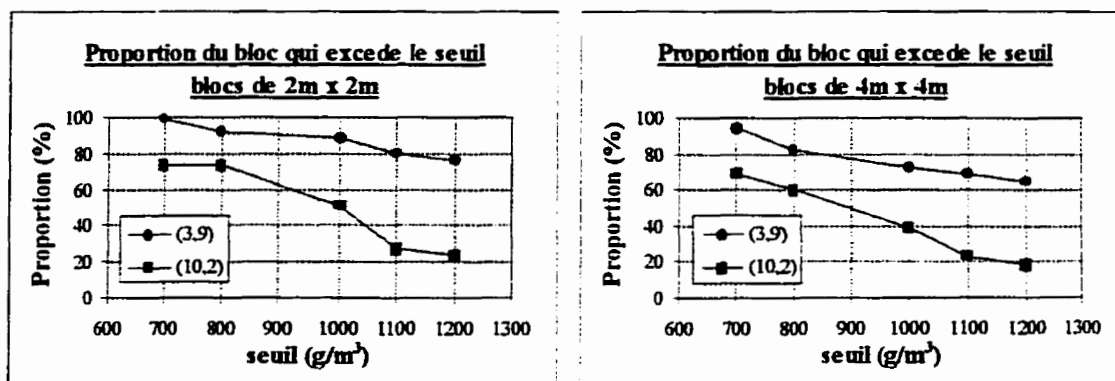


Figure 5.13 : Histogrammes des résultats de krigeage de probabilité

Dans le cadre de cette étude, deux seuils seulement ont été considérés pour les calculs de krigeage de probabilité. Or, la fonction de distribution du contaminant peut être estimée en autant de points que de seuils étudiés. Si plusieurs seuils avaient été étudiés, on aurait eut une bonne approximation de la fonction de distribution, ce qui aurait permis d'apprécier l'influence qu'ont les points avoisinants sur les estimations.

Prenons par exemple les points situés en (3,9) et (10,2). La teneur en polluant mesurée en ces deux points est pratiquement identique, soit $1\,316\text{g/m}^3$ et $1\,305\text{g/m}^3$ respectivement. Par contre, on remarque à la figure 5.2 que les teneurs aux points avoisinants (10,2) sont relativement faibles, tandis qu'elles sont élevées autour du point (3,9). Lorsque plusieurs seuils sont considérés, le calcul de krigeage de probabilité pour des blocs centrés en ces deux points produit comme résultats deux fonctions de distributions différentes, illustrées à la figure 5.14.

D'après les résultats présentés aux figures 5.14 a) et b), on observe que les proportions estimées pour le bloc centré en (10,2) sont inférieures à celles du blocs centré en (3,9), illustrant ainsi le conditionnement des calculs par les points avoisinants. De même la taille du bloc considéré a un impact sur les résultats. A la limite, pour un bloc de la taille du site, la distribution estimée sera celle des valeurs observées.



a) blocs de 2 m x 2 m

b) blocs de 4 m x 4 m

Figure 5.14 : Fonctions de distribution estimées par krigeage de probabilité

- **Les cartes de probabilité comme outil décisionnel efficace**

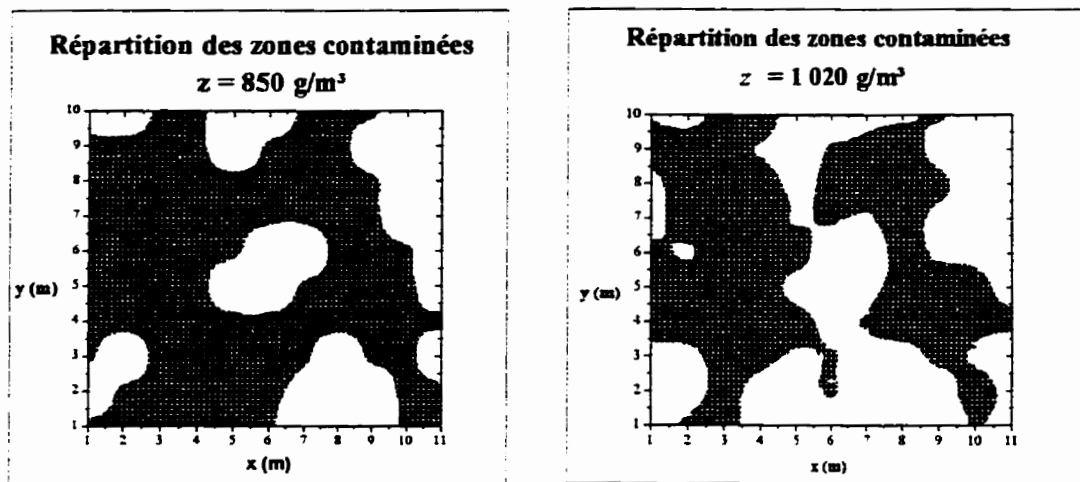
Jusqu'à ce jour, les autorités concernées en matière de décontamination des sols ont imposé des niveaux critiques de contamination. Le processus décisionnel est alors de mode binaire; le seuil est excédé ou il ne l'est pas. La philosophie derrière ce mode de catégorisation repose sur l'élimination du risque encouru. Ce type d'action peut engendrer un certain déséquilibre entre le coût d'un projet de réhabilitation d'un site et son efficacité.

Selon Okx (1992), dans la majorité des cas, les volumes de sol traités sont plus grands que ceux qui comportent effectivement un danger environnemental. Les coûts de

décontamination sont alors plus élevés qu'ils ne devraient. Cette situation est imputable au fait que la distribution des estimations n'est pas entièrement connue. Par contre, le projet est efficace en ce sens que les risques environnementaux sont diminués.

L'approche présentée ici, et qui fait suite aux travaux de Okx et al. (1992) et Goovaerts (1997), impliquent que soient déterminés non seulement un seuil au delà duquel le niveau de contamination est inacceptable, mais également un critère qui quantifierait les risques associés à ce seuil. L'incertitude liée à l'estimation des quantités de sol à traiter est alors prise en compte et ainsi la composante coût/efficacité d'un projet est optimisée.

En absence d'information concernant les risques acceptables, Goovaerts (1997) propose que ce critère soit fondé sur la fonction de distribution des valeurs observées; soit p_c , la proportion des échantillons qui excède le seuil z . Pour la présente étude, $p_c = 75\%$ pour $z = 850 \text{ gm}^3$ et $p_c = 50\%$ pour $z = 1\,020 \text{ gm}^3$. Un point sera considéré contaminé si la probabilité obtenue par krigeage de probabilité est plus grande que p_c . Les figures suivantes illustrent la classification des zones contaminées du site à l'étude, établie suivant ce critère.



a) $z = 850 \text{ g/m}^3$ et $p_c = 75 \%$

b) $z = 1\,020 \text{ g/m}^3$ et $p_c = 50 \%$

Figure 5.15 : Répartition de la contamination du sol en fonction d'un seuil physique z et d'un seuil de risque acceptable p_c

Suivant cette optique, la carte de probabilité pour représenter l'état de contamination d'un site est un outil performant lors de la prise de décision. En effet, en plus d'illustrer la répartition spatiale du contaminant, elle illustre les risques associés à la connaissance partielle du site, à partir d'un nombre limité d'échantillons.

5.5. Méthode proposée d'estimation des volumes contaminés

A la lumière des observations exposées dans cet ouvrage, une méthode de classification des volumes de sols contaminés a été élaborée. Les principales étapes à suivre sont exposées dans les paragraphes qui suivent.

- Lors de la campagne de prélèvements, la masse volumique *in situ* en chaque point échantillonné est mesurée.
- La teneur en contaminant, la courbe granulométrique et la porosité des échantillons est déterminée en laboratoire.
- Les teneurs en contaminants C_f sont corrigées pour considérer la quantité de contaminant retenu par les particules supérieures à 2 mm et qui n'a pas été mesurée lors de l'analyse. Ces valeurs sont transformées en termes de masse de contaminant par unité de volume de sol en place, C_v , d'une part pour tenir compte de la variabilité de la proportion de particules fines et de la porosité, d'autre part, afin que la variable étudiée soit un paramètre additif.
- Une étude statistique des valeurs de C_v est menée dans le but de déceler une quelconque anomalie.

- Les variogrammes expérimentaux des indicatrices et des variables transformées en selon la fonction de distribution cumulative des C_v sont calculés. Des variogrammes théoriques sont modélisés.
- Les probabilités d'excéder le seuil environnemental z , en tous points du site, sont estimées par krigeage de probabilité et les résultats sont portés sur une carte de probabilités.
- Les volumes de sol classés contaminés sont délimités sur les cartes de probabilités en fonction d'un seuil de risque préalablement défini.

Cette méthode implique deux modifications des normes de caractérisation. La première consiste à réévaluer les seuils critiques z pour qu'ils correspondent à la masse de contaminant par unité de volume de sol. La seconde modification consiste à introduire un nouveau critère, p_c , qui représente le seuil de risque acceptable.

Le diagramme de la figure 5.16 présente une vue schématique de la démarche proposée pour estimer les volumes de sol à réhabiliter.

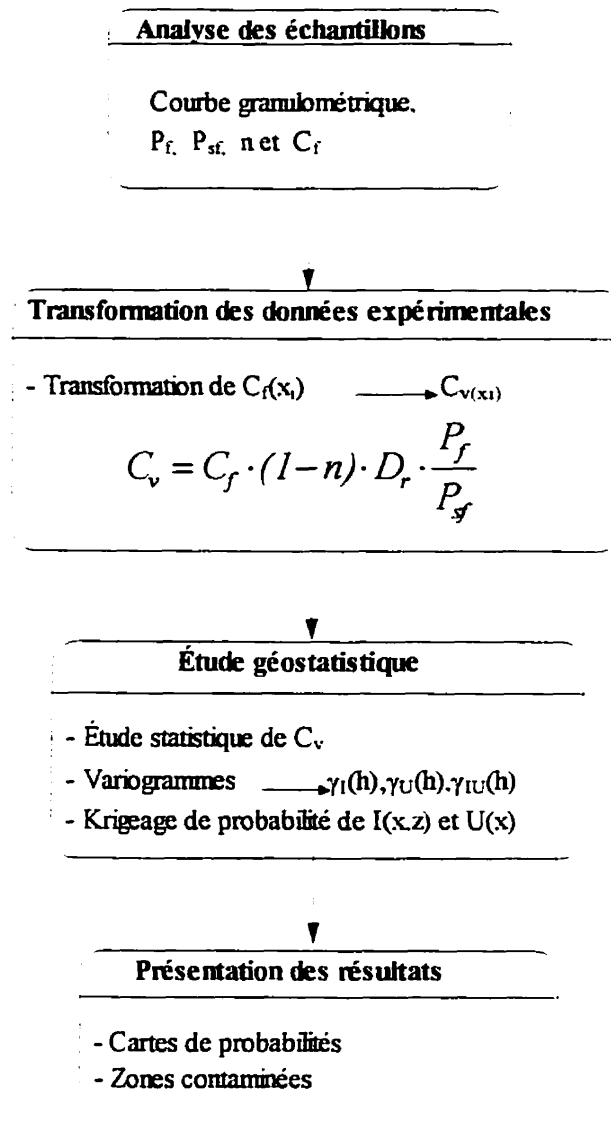


Figure 5.16 : Diagramme de la méthode proposée d'estimation des volumes de sol contaminés

CHAPITRE 6

CONCLUSION

Au Québec, l'analyse des échantillons de sol contaminés par les métaux et les matières organiques, à l'exception des composés aromatiques monocycliques volatils et des composés volatils halogénés, est effectuée sur la fraction fine du sol, dont le diamètre est inférieur à 2 mm. La teneur en contaminant est exprimée en masse de contaminant par masse de sol fin (ppm). Le fait de rapporter la quantité de polluant à la masse de sol inférieur à 2 mm implique que le contaminant n'est retenu que par ces particules. Autrement dit, on suppose que la surface des particules fines, déterminée par la somme de la surface de chacun des grains inférieurs à 2 mm, représente, à toutes fins pratiques, la surface totale du sol. Si la proportion de surface des particules fines est inférieure à un seuil fixé ici à 99 %, alors la quantité totale de contaminant n'est pas correctement mesurée.

De plus, la proportion de particules fines, de même que la porosité, sont des caractéristiques variables d'un point à l'autre d'un site. Conséquemment, les concentrations en contaminant mesurées ne sont pas représentatives de la quantité physique de polluant présente à l'intérieur d'un volume de sol.

La proportion de surface des particules fines est évaluée en posant l'hypothèse que les particules ont la même forme. En un premier temps, l'expression analytique de la courbe granulométrique d'un échantillon est estimée par le krigeage dual des points observés de la courbe. Cette expression est interprétée comme étant une fonction de distribution cumulative. Ceci permet d'obtenir les courbes en termes de proportion de surface, de diamètre et de nombre de particules, en fonction du diamètre des particules. De la granulométrie en surface, on obtient la proportion en surface de la fraction du sol retenue pour l'analyse environnementale.

Pour évaluer la quantité de contaminant non mesurée, on a posé l'hypothèse que la quantité de contaminant retenue par les particules plus grandes que 2 mm est proportionnelle à la surface de ces particules. Ainsi, la quantité totale de contaminant est obtenue par le rapport de la concentration mesurée et de la proportion en surface des particules fines.

Pour mesurer la quantité réelle de contaminant, deux corrections doivent donc être apportées aux résultats d'analyse. La première permet de convertir les concentrations mesurées en termes de masse de contaminant par unité de volume de sol en place et ainsi considérer l'influence de la porosité, n , et de la proportion en masse des fines, P_f . La seconde permet de tenir compte du fait que la quantité totale de contaminant n'est pas mesurée lorsque la proportion de surface des particules fines, P_{sf} , est inférieure à 99 %.

Ces trois paramètres, n , P_f et P_{sf} , sont variables dans l'espace. L'écart entre les teneurs en contaminant réelles et mesurées sera d'autant plus grand que la variabilité de ces paramètres sera grande.

Afin de déterminer l'ampleur de cette variabilité, un site de 110 m², composé d'un remblai granulaire caractéristique des zones urbaines, a été échantillonné en 104 points répartis suivant un maillage carré de 1m x 1m. Tandis que l'écart type de la porosité est de 4 % pour une moyenne de 24 %, l'étendue des proportions de particules fines varie de 43 % à 66 %, avec une moyenne de 56 % et un écart type de 5 %. En ce qui a trait à la proportion en surface de particules fines, les valeurs sont très peu variables, avec un écart type de 0,5 % et une moyenne de 98 %.

Dans le cadre de ce projet, aucune donnée provenant d'un site contaminé n'était disponible. Afin d'évaluer l'influence de la porosité et de la proportion de particules fines sur les résultats d'analyse environnementale, la teneur en contaminant théorique de chaque échantillon a été déterminée en fonction de la capacité d'adsorption du sol au point échantillonné. Ce potentiel d'adsorption est représenté par la surface totale d'un échantillon, déterminée en fonction de la courbe en nombre de particules.

Bien que le site étudié soit formé d'un sol homogène, les teneurs en contaminants ainsi calculées, et qui sont à l'image du potentiel d'adsorption de chacun des échantillons, sont relativement variables dans l'espace. Ces valeurs sont réparties entre 410 et 1 170 ppm, avec une moyenne de 862 ppm et un écart type de 162 ppm. Par conséquent, la variabilité des teneurs en contaminant observées en pratique ne peut être imputée uniquement au processus expérimental ou au mode de répartition du contaminant. En effet, d'un point à l'autre du site, le potentiel de rétention du contaminant est différent, en raison de la variabilité de la porosité, de la proportion de particules fines et de la forme de la courbe granulométrique.

La variabilité des teneurs en contaminant calculées ont été alors analysées à travers la théorie de la géostatistique. Ces paramètres ont préalablement été transformés afin de répondre à la propriété d'additivité imposée par les diverses expressions géostatistiques. Les concentrations en contaminant de même que les proportions de particules inférieures à un diamètre d ont donc été converties en termes de masse par unité de volume total de sol.

Les courbes granulométriques ont été estimées en des points non échantillonnés, par le krigeage ordinaire des points connus de la courbe; correspondant aux tamis utilisés. La modélisation d'un variogramme théorique, utilisé dans les calculs de krigeage, a été fondée sur l'hypothèse d'un phénomène isotrope et stationnaire.

Suivant ces mêmes hypothèses le variogramme de la teneur en contaminant a été déterminé et utilisé pour estimer la probabilité d'erreur de décision lorsque la teneur en contaminant d'un volume de sol est estimée par un seul échantillon prélevé en son centre. Ces probabilités ont été estimées à partir de la théorie du krigeage ordinaire.

Les probabilités d'erreur ainsi estimées sont tributaires du seuil critique de contamination imposé et de la valeur moyenne des concentrations observées. La moyenne des teneurs en contaminant calculées dans le cadre de ce projet est de $1\,000\text{ g/m}^3$. Lorsqu'un seul échantillon est utilisé pour estimer la valeur moyenne d'un bloc d'une superficie de $1\text{ m} \times 1\text{ m}$, avec un seuil $z = 850\text{ g/m}^3$, la probabilité de ne pas traiter un bloc de sol alors qu'il est réellement contaminé peut atteindre 70 %. Pour un seuil de $1\,020\text{ g/m}^3$, cette probabilité maximale a été estimée à 45 %. En matière de risque environnemental, ces probabilités sont considérables et mettent en évidence la nécessité d'utiliser les points avoisinants dans les calculs d'estimation.

Afin de considérer les risques associés à la connaissance partielle du site à partir d'un nombre limité d'échantillons, la technique du krigeage de probabilités a été utilisée pour estimer la superficie du site dont la contamination n'est pas acceptable. Cette technique permet d'estimer la probabilité qu'en un point le seuil critique de contamination soit

excédé. Les résultats sont illustrés par des cartes de probabilités sur lesquelles ont été directement la répartition spatiale des risques de contamination.

Une méthode d'estimation des volumes de sol contaminés a été proposée dans le cadre de cette étude. Cette méthode consiste à établir un seuil de risque acceptable qui, en l'absence de directives imposées, peut être établi comme étant la proportion p_c des valeurs observées qui sont supérieures au seuil physique z imposé par les normes gouvernementales. Les teneurs en contaminant mesurées sont alors transformées en fonction de leur distribution et en fonction du seuil z . Les variogrammes des variables transformées sont calculés et les résultats de krigeage de probabilité illustrés par des cartes de probabilités. Ces cartes sont alors utilisées pour délimiter les superficies du site dont la contamination est inacceptable, c'est-à-dire dont la probabilité d'excéder le seuil z est plus grande que le seuil de risque p_c .

Ce projet a donc permis d'établir deux modifications qui doivent être apportées aux normes de caractérisation. La première consiste à réévaluer les seuils critiques z pour qu'ils correspondent à la masse de contaminant par unité de volume de sol. La seconde modification consiste à introduire un nouveau critère, p_c , qui représente le seuil de risque acceptable.

Afin d'approfondir les connaissances dans ce domaine, des recherches ultérieures sur l'influence de la porosité et de la proportion de particules fines devraient être entreprises à partir de données provenant d'un site dont on peut également mesurer la contamination. On pourrait alors étudier l'impact réel des corrections proposées ici sur l'estimation des volumes contaminés.

La présente étude s'est arrêtée sur un aspect des normes gouvernementales, soit sur le fait que la teneur en contaminant est mesurée sur les particules fines seulement. Le nombre d'échantillons qui doivent être prélevés n'a pas été abordé. Cet aspect mérite également d'être étudié, en effet, la qualité des estimations repose en partie sur le nombre d'échantillons prélevés. Tandis que les normes suggèrent un nombre fixe de prélèvements pour un certain volume de sol, on devrait plutôt aborder le problème d'une approche statistique basée sur la précision requise des estimations. Cette précision est non seulement fonction du nombre d'échantillons mais également de la teneur en contaminant moyenne du site par rapport au critère imposé par les normes. Les résultats de la présente étude montrent que pour un seuil z de 850 g/m^3 , le nombre d'échantillons semble *a priori* suffisant, puisque la carte de probabilités présente peu de zones grises. En fait, si un site était entièrement connu, la carte de probabilité ne présenterait alors que des zones "noires" ou "blanches". A l'inverse, pour le seuil de $1\,020 \text{ g/m}^3$, le nombre d'échantillons serait probablement jugé insuffisant. Cet équilibre entre le nombre d'échantillons et la précision des estimations devrait faire l'objet de futures recherches.

RÉFÉRENCES

ASTM, (1995), D 422-6-Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils, Annual Book of ASTM Standards, vol 04-08, American Society for Testing Material., Philadelphia, PA, USA.

ASTM, (1995), D 854-91- Standard Test Method for Specific Gravity of Soils, Annual Book of ASTM Standards, vol 04-08, American Society for Testing Material., Philadelphia, PA, USA.

ASTM, (1995), D 2167-94-Standard Test Method for Density and Unit weight of Soil in Place by the Rubber Balloon Method, Annual Book of ASTM Standards, vol 04-08, American Society for Testing Material., Philadelphia, PA, USA.

AUVINET, G., (1989), Plane sections and straight crossings of granular media, Powders and Grains, Biarez & Gouvrès (éds), A. A. Balkema, Rotterdam.

DEUTSCH, C. V. et JOURNEL, A. G., (1992), GSLIB, Geostatistical Software Library and User's Guide, Oxford University Press, USA.

GOOVAERTS, P., (1997), Accounting for local uncertainty in environmental decision making processes, 5^e Conférence Internationale de Géostatistique, Woolagong, Australia.

ISAAKS, E. H. et SRIVASTAVA, M. R., (1989), An Introduction to Applied Geostatistics, Oxford University Press.

JOURNEL, A.G. et HUIJBREGTS, CH. J., (1987), Mining Geostatistics, Academic Press, San Diego, CA, USA.

JOURNEL, A. G., (1984), The place of non-parametric geostatistics, Nato Advanced Study Institutes Series, Verly, G. et al éds, Reidel Publishing Co., Boston.

KOVÁCS, G., (1981), Seepage Hydraulics, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.

MARCOTTE, D., (1990), La Géostatistique appliquée à des problèmes de l'environnement, Notes de cours, École Polytechnique, Service de l'éducation permanente, Montréal, Canada.

MEF, (1990), Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol, Direction des Laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Canada.

MEF, (1995), Échantillonnage des sols, Cahier 5, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Canada.

MITCHELL, J.K., (1993), Fundamentals of Soil Behavior, 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.

OKX, J. P., HEENERS, H. et KRZANOWSKI, R.M., (1992), Probability krigging as a decision support tool for local soil pollution problems, Geostatistics Tróia '92, volume 1- Quantitative Geology and Geostatistics, Klumer Academic Publishers, Amílcar Soares éd, Dordrecht, Hollande.

SOULIÉ, M., FAVRE et M., KONRAD, J-M., (1983), Analyse géostatistique d'un barrage tel que construit, Revue Canadienne de Géotechnique, vol. 20, No2, Août 1983.

SULLIVAN, J., (1984), Conditional recovery estimation through probability krigging - theory and practice, Geostatistics for Natural Resource characterization, Part 1, G. Verly et al éds, Reidel Publishing Co., Dordrecht, Hollande.

YOUNG, R.N., et SHEERAN, D.E., (1973), Fabric unit interaction and soil behavior, Proceedings of the International Symposium on Soil Structure, Gothenburg, Sweden.

ANNEXE A

NOTIONS DE GÉOSTATISTIQUE

Cette section est consacrée au rappel de certaines notions fondamentales de la géostatistique. En un premier temps, le variogramme est défini, puisqu'il s'agit de l'outil de base de la géostatistique. Par la suite, la méthode d'estimation par krigeage ordinaire et universel est présentée. Pour terminer, il sera démontré comment l'expression analytique d'une courbe dont quelques points seulement sont connus, peut être estimée par le krigeage sous forme duale.

Tout d'abord, pour faciliter la lecture des paragraphes qui suivent, voici trois définitions essentielles.

Variable régionalisée (V.R.) : lorsqu'une variable est distribuée dans l'espace, on dit qu'elle est régionalisée. Mathématiquement, une V.R. est une fonction $f(x)$ qui prend une certaine valeur au point $x = (x_1, x_2, x_3)$ élément de l'espace tridimensionnel.

Variable aléatoire (v.a.) : une variable aléatoire est une variable qui suit une fonction de distribution en un point. Une valeur z au point x_1 est une réalisation particulière de la v.a. $Z(x_1)$ définie au point x_1 .

Fonction aléatoire : une fonction aléatoire exprime la structure d'une variable régionalisée. L'ensemble des variables aléatoires $\{Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n)\}$ est représenté par une fonction aléatoire $Z(x)$.

- **Le variogramme**

Le variogramme est une fonction qui décrit la continuité spatiale d'un phénomène étudié. Il est basé sur le principe que la variabilité entre deux observations peut être décrite par la distance qui les sépare. En moyenne la variabilité augmente lorsque la distance augmente.

On estime le variogramme expérimental par l'expression suivante :

$$\gamma_e(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \sum_{i,j \in D(h)} [Z(x_i) - Z(x_j)]^2 \quad [A-1]$$

avec : h = distance entre les points i et j ,

$N(h)$ = nombre de paires dont les points sont espacés de h ,

$Z(x_i)$ = observation au point i .

$D(h)$ = domaine des paires séparées d'une distance h .

En pratique, le degré de continuité peut varier selon des directions préférentielles. Par exemple, la conductivité hydraulique peut varier plus rapidement suivant l'axe vertical

que horizontal. Dans un tel cas, on cherche à définir les axes d'anisotropie en calculant le variogramme pour des paires orientées dans une même direction et ce, suivant plusieurs orientations.

Le variogramme théorique est le modèle qui s'ajuste aux données du variogramme expérimental. En fait, le variogramme expérimental est une réalisation particulière de la fonction aléatoire représentée par le variogramme théorique. Il existe un grand nombre de modèles théoriques ayant été publiés, dont les plus courants sont:

- effet de pépite,
- linéaire,
- sphérique,
- gaussien et
- exponentiel.

Les principales caractéristiques de ces modèles sont la portée (a) et le palier (C). Plusieurs modèles peuvent être combinés en les additionnant; l'effet de pépite est très souvent additionné à un autre modèle. Le palier du variogramme, additionné de l'effet de pépite, s'il est présent, représente la variance, à l'intérieur d'un champ infini, de la variable aléatoire étudiée. Le modèle linéaire est le seul modèle parmi ceux énumérés ci-haut qui ne présente pas de palier. C'est avec le modèle théorique que l'ensemble des calculs géostatistiques seront effectués par la suite.

Il existe plusieurs méthodes d'ajustement du modèle théorique aux valeurs expérimentales. Tout d'abord, une inspection visuelle des variogrammes expérimentaux permet un premier ajustement. Par la suite, il est possible d'utiliser des techniques d'ajustement automatique telles que la méthode des moindres carrés ou la validation croisée. Certains auteurs préconisent essentiellement les méthodes automatiques. À l'inverse, d'autres considèrent que l'ajustement du variogramme par les résultats de la validation croisée peut être insidieuse (*Isaaks et Srivastava 1989*). Il semble que la combinaison des méthodes visuelles et automatiques soit la plus appropriée.

La connaissance du phénomène étudié peut fournir de bonnes indications lors du choix du modèle théorique. Le contexte géologique, par exemple, peut inciter à définir une anisotropie. Il est également possible de connaître *a priori* le degré de continuité du phénomène. Par exemple la teneur en or d'un gisement est un phénomène très discontinu, tandis que le niveau topographique d'une région est plutôt continu dans l'espace. Le choix initial du modèle sera basé, entre autres, sur la connaissance de la variable étudiée.

Le covariogramme est une notion similaire à celle du variogramme. Supposons que la fonction aléatoire $Z(x)$ est stationnaire, soit $E\{Z(x)\} = m$. On peut alors calculer le covariogramme par la relation suivante :

$$C(h) = \sigma^2 - \gamma(h),$$

où : $C(h) = \text{Cov}(Z_i, Z_j)$ = la covariance de deux points séparés par la distance h ,

σ^2 = la variance des variables aléatoires $Z(x_i)$.

- **Le krigeage ordinaire**

Le krigeage présente certains avantages considérables sur les autres méthodes d'estimation. Tout d'abord le krigeage est un interpolateur exact, à variance d'estimation minimale. De plus, le krigeage offre une solution unique. L'outil de base de cette méthode d'estimation est le variogramme.

On cherche à estimer la valeur Z d'un volume v centré au point x_o , notée Z_v^* , à partir des variables aléatoires correspondant aux points d'échantillon. L'estimateur linéaire s'écrit :

$$Z_v^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot Z(x_i)$$

Pour que l'estimateur soit sans biais, il faut que $\sum_i \lambda_i = 1$.

On veut minimiser la variance d'estimation :

$$\sigma_e = \text{Var}[Z_v - Z_v^*] = \text{Var}[Z_v] + \text{Var}[Z_v^*] - 2\text{Cov}[Z_v, Z_v^*]$$

En substituant l'expression de l'estimateur linéaire dans celle de σ_e , on obtient une expression dont la minimisation est solutionnée par la méthode de Lagrange. Ceci amène le système de krigeage ordinaire qui s'écrit :

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j \cdot \text{Cov}[Z_i, Z_j] + \mu = \text{Cov}[Z_o, Z_i], \quad \forall i = 1 \dots n$$

et

[A-2]

$$\sum_i \lambda_i = 1$$

où : λ_i = poids de krigeage,

μ = multiplicateur de Lagrange,

$\text{Cov}(Z_i, Z_j) = C(h)$, où h est la distance qui sépare Z_i et Z_j .

La variance d'estimation minimale, appelée variance de krigeage est alors :

$$\sigma_k^2 = \text{Var}[Z_o] - \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot \text{Cov}[Z_o, Z_i] - \mu \quad [\text{A-3}]$$

Le système de krigeage peut s'écrire sous forme matricielle :

$$[K] [\lambda] = [k] \quad [\text{A-4}]$$

où : $[K]$ est la matrice $(n+1) \times (n+1)$ des $\text{Cov}[Z_i, Z_j]$ augmentée du vecteur résultant de la

contrainte $\sum_i \lambda_i = 1$.

$[\lambda]$ est le vecteur $(n+1)$ des poids λ_i augmenté du multiplicateur de Lagrange μ ,

$[k]$ est le vecteur $(n+1)$ des $\text{Cov}[Z_v, Z_i]$ augmenté du nombre 1.

• Le krigeage universel

Dans les équations de krigeage ordinaire, l'hypothèse de stationnarité de la fonction aléatoire $Z(x)$ est assumée. On suppose donc que sur tout le domaine étudié ou sur une partie du domaine, dans le cas de la quasi-stationnarité, l'espérance mathématique $E\{Z(x)\}$ est constante.

En réalité, il peut exister des zones à l'intérieur desquelles $Z(x)$ n'est pas stationnaire; donc où $E\{Z(x)\} = m(x)$. On dit alors de la fonction aléatoire qu'elle présente une dérive. La dérive $m(x)$ illustre la variation régulière et continue de la fonction aléatoire, à l'échelle de l'étendue des données disponibles. Pour connaître la forme, ou tout du moins le degré de la dérive, on peut mettre en graphique $Z(x)$ en fonction de x .

La dérive de degré k est exprimée par une combinaison linéaire de fonctions $f_l(x)$; $l = 1$ à k , soit :

$$m(x) = \sum_{l=1}^k a_l \cdot f_l(x) , \quad [\text{A-5}]$$

où: a_l sont des coefficients inconnus et

$f_i(x)$ sont des fonctions arbitraires, habituellement des monômes ou des fonctions trigonométriques.

$$\text{On a : } E[Z_v] = E\left[\frac{1}{v} \cdot \int_v Z(x) \cdot dx\right] = \frac{1}{v} \int_v m(x) \cdot dx$$

$$\text{donc: } E[Z_v] = \sum_{l=1}^k a_l \cdot \int_v f_l(x) \cdot dx$$

$$\text{et : } E[Z_v^*] = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot E[Z(x)] = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot m(x)$$

$$\text{donc: } E[Z_v^*] = \sum_i a_i \cdot \sum_i \lambda_i \cdot f_i(x)$$

Pour que l'estimateur soit sans biais, c'est-à-dire que $E[Z_v] = E[Z_v^*]$, les conditions suivantes sont suffisantes :

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot f_i(x_i) = \frac{1}{v} \cdot \int_v f_i(x) \cdot dx$$

Suivant le même principe que pour le système de krigeage ordinaire, le système de krigeage universel s'écrit :

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j \cdot \text{Cov}(Z_i, Z_j) + \sum_{l=1}^k \mu_l \cdot f_l(x_i) = \text{Cov}(Z_i, Z_v), \quad \text{pour } i = 1..n, \text{ et } k = 1..l \text{ [A-6]}$$

et

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot f_i(x_i) = \frac{1}{v} \cdot \int_v f_i(x) \cdot dx$$

sont les conditions de non biais.

La variance d'estimation est :

$$\sigma_k^2 = Var(Z_o) - \sum_i \lambda_i \cdot Cov(Z_i, Z_v) - \sum_i \sum_l \lambda_i \cdot \mu_l \cdot f_l(x_i) \quad [A-7]$$

On voit, d'après les équations (2-9) et (2-10), que les coefficients de la dérive n'interviennent pas dans les calculs. Seul le degré de la dérive doit donc être connu pour le krigeage universel.

Sous forme matricielle, le krigeage universel avec dérive d'ordre 1 en x s'écrit :

$$[K] [\lambda] = [k] , \quad [A-8]$$

$$[Z^*] = [Z] [\lambda] , \quad [A-9]$$

avec :

$$[Z] = [Z(x_1) \dots Z(x_n) \ 0 \ 0],$$

$$f_1(x) = 1,$$

$$f_2(x) = x.$$

$$K = \begin{bmatrix} \text{Cov}(Z_1, Z_1) & \text{Cov}(Z_1, Z_2) & \text{Cov}(Z_1, Z_n) & 1 & x_1 \\ \text{Cov}(Z_2, Z_1) & \text{Cov}(Z_2, Z_2) & \text{Cov}(Z_2, Z_n) & 1 & x_2 \\ \text{Cov}(Z_n, Z_1) & \text{Cov}(Z_n, Z_2) & \text{Cov}(Z_n, Z_n) & 1 & x_n \\ 1 & 1 & 1 & 0 & 0 \\ x_1 & x_2 & x_n & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

$$k = \begin{bmatrix} \text{Cov}(Z_1, Z_v) \\ \text{Cov}(Z_2, Z_v) \\ \text{Cov}(Z_n, Z_v) \\ 1 \\ x_0 \end{bmatrix} \quad \lambda = \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \lambda_n \\ \mu_1 \\ \mu_2 \end{bmatrix}$$

Tout comme le krigeage ordinaire, le krigeage universel nécessite la connaissance soit du variogramme, soit du covariogramme. La fonction aléatoire $Z(x)$ non stationnaire est égale à la somme de la dérive et d'une fonction aléatoire $Y(x)$, dont l'espérance est nulle et qui représente l'aspect erratique de $Z(x)$. On a donc:

$$Z(x) = Y(x) + m(x)$$

$$2\gamma_r(h) = \text{Var}\{Z_i - Z_j\} = E\left\{\left[Z_i - Z_j\right]^2\right\} - \left[m(x_i) - m(x_j)\right]^2$$

$$= \text{Var}\{Y_i - Y_j\} = E\left\{\left[Y_i - Y_j\right]^2\right\} \quad [\text{A-10}]$$

Le variogramme d'une fonction avec dérive est simplement le variogramme des résidus

$Y(x) = Z(x) - m(x)$. Toutefois, comme la dérive n'est pas connue, il n'est pas possible

d'estimer directement $\gamma_r(h)$ sans introduire un biais. Plusieurs auteurs ont apporté des solutions palliatives à ce problème. Selon *Journel (1987)*, le comportement à l'origine de $\gamma_r(h)$ est similaire à celui de $\gamma(h)$, localement. Les calculs peuvent alors être effectués avec le variogramme de $Z(x)$, en apportant ou non, selon le cas, une correction pour l'effet de proportionnalité. *Matheron (1969)*, propose une solution itérative pour l'estimation simultanée de $m(x)$ et $\gamma_r(h)$. D'autres auteurs préconisent tout simplement l'utilisation du variogramme des données originales.

● Le krigeage sous forme duale

Les systèmes de krigeage décrits ci-dessus impliquent que l'on doive calculer le vecteur $[\lambda]$ pour chaque estimation. Avec le krigeage sous forme duale, le nombre de calculs est diminué et l'expression analytique de la courbe (ou de la surface, selon que le domaine est uni ou bi-dimensionnel) peut être déterminée. On obtient le système de krigeage dual comme suit :

Si on pose :

$$[\lambda] = [K]^{-1} [k],$$

on obtient :

$$[Z^*] = [Z]' [K]^{-1} [k].$$

On pose :

$$[b] = [Z]' [K]^{-1},$$

alors on obtient :

$$[Z^*] = [b] [k],$$

et l'expression analytique de la courbe est :

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n b_i \cdot \text{Cov}(Z(x_i), Z(x)) + b_{n+1} + b_{n+2} \cdot x \quad [\text{A-11}]$$

ANNEXE B

RÉSULTATS D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS

Coordonnées					Pourcentage passant		
x	y	w	ρ_t	n	25,4 mm	19,05 mm	12,70 mm
m	m	%	g/cm ³	%	%	%	%
1	1	5,66	1,94	32,37	100,00	100,00	100,00
2	1	5,50	2,01	29,75	100,00	100,00	100,00
3	1	5,80	2,06	28,28	100,00	100,00	100,00
4	1	5,03	2,06	27,55	100,00	100,00	99,14
6	1	3,74	2,08	25,99	100,00	100,00	100,00
7	1	3,54	1,94	31,00	100,00	100,00	100,00
8	1	3,42	1,88	32,93	100,00	100,00	100,00
9	1	3,42	2,10	24,94	100,00	100,00	100,00
10	1	3,20	2,00	28,48	100,00	100,00	100,00
11	1	3,43	2,01	28,13	100,00	100,00	100,00
1	2	7,84	1,87	35,97	100,00	100,00	100,00
2	2	5,10	2,12	25,70	100,00	100,00	100,00
3	2	5,54	1,95	31,69	100,00	100,00	100,00
4	2	5,46	2,13	25,49	100,00	100,00	100,00
5	2	5,13	2,08	26,97	100,00	100,00	100,00
6	2	3,88	2,04	27,49	100,00	100,00	100,00
9	2	3,09	2,08	25,60	100,00	100,00	100,00
10	2	4,78	2,13	25,16	100,00	100,00	100,00
11	2	3,28	1,83	34,68	100,00	100,00	100,00
1	3	6,04	1,96	31,74	100,00	100,00	100,00
2	3	5,51	2,02	29,49	100,00	100,00	100,00
3	3	4,38	2,16	23,48	100,00	100,00	100,00
4	3	5,33	2,14	25,06	100,00	100,00	100,00
5	3	5,04	2,12	25,48	100,00	100,00	100,00
6	3	4,79	2,19	22,81	100,00	100,00	100,00
7	3	4,84	2,16	24,14	100,00	100,00	100,00
8	3	3,84	2,14	23,92	100,00	100,00	100,00
9	3	3,93	2,08	26,20	100,00	100,00	100,00
10	3	4,00	2,09	25,95	100,00	100,00	100,00
11	3	3,25	2,11	24,43	100,00	98,10	94,51
1	4	5,21	2,04	28,43	100,00	100,00	100,00
2	4	4,90	2,16	20,19	100,00	100,00	100,00
3	4	4,57	2,16	23,70	100,00	100,00	100,00
4	4	4,55	2,19	22,69	100,00	100,00	100,00

Coordonnées					Pourcentage passant		
x	y	w	ρ_t	n	25,4 mm	19,05 mm	12,70 mm
m	m	%	g/cm ³	%	%	%	%
5	4	5,33	2,07	27,37	100,00	100,00	100,00
6	4	4,56	2,13	25,01	100,00	100,00	100,00
7	4	4,64	2,18	23,08	100,00	100,00	100,00
8	4	4,28	2,16	23,70	100,00	100,00	100,00
9	4	4,23	2,10	25,62	100,00	100,00	100,00
11	4	3,73	2,08	25,95	100,00	100,00	96,29
1	5	6,84	1,96	32,23	100,00	100,00	100,00
2	5	4,68	2,26	20,50	100,00	100,00	100,00
3	5	4,68	2,32	18,22	100,00	100,00	100,00
4	5	4,50	2,26	20,16	100,00	100,00	100,00
5	5	5,16	2,11	25,98	100,00	100,00	100,00
6	5	4,58	2,18	23,21	100,00	100,00	100,00
7	5	4,75	2,16	23,77	100,00	100,00	100,00
8	5	4,22	2,10	25,58	100,00	100,00	100,00
9	5	4,19	2,11	25,30	100,00	100,00	100,00
10	5	4,62	2,20	22,53	100,00	100,00	99,10
11	5	4,08	2,10	25,40	100,00	97,14	94,95
1	6	5,59	2,12	25,91	100,00	100,00	100,00
2	6	4,90	2,21	22,40	100,00	100,00	100,00
3	6	4,51	2,25	20,72	100,00	100,00	100,00
4	6	4,62	2,18	23,01	100,00	100,00	100,00
5	6	4,81	2,16	23,99	100,00	100,00	100,00
6	6	4,57	2,18	22,98	100,00	100,00	100,00
7	6	4,71	2,27	19,94	100,00	100,00	100,00
8	6	3,52	2,18	22,16	100,00	100,00	100,00
9	6	3,88	2,10	25,48	100,00	100,00	97,84
10	6	4,74	2,09	26,21	100,00	100,00	96,49
11	6	4,05	2,10	25,66	100,00	97,04	89,14
1	7	5,36	2,23	22,02	100,00	100,00	100,00
2	7	4,93	2,24	21,13	100,00	100,00	100,00
3	7	5,08	2,06	27,64	100,00	100,00	100,00
4	7	4,42	2,31	18,31	100,00	100,00	100,00
5	7	4,35	2,34	17,41	100,00	100,00	99,20
6	7	3,91	2,36	16,19	100,00	100,00	100,00
7	7	4,05	2,20	21,88	100,00	100,00	100,00
8	7	3,68	2,19	22,08	100,00	100,00	99,08
9	7	4,39	2,23	21,17	100,00	100,00	97,83
10	7	3,77	2,18	22,52	100,00	100,00	95,76

Position		Pourcentage passant				
x	y	w	p _t	n	25,4 mm	19,05 mm
		%	g/cm ³	%	%	%
1	8	5,26	2,22	22,14	100,00	100,00
2	8	4,75	2,25	20,65	100,00	100,00
3	8	4,46	2,34	17,32	100,00	100,00
4	8	5,44	2,36	17,45	100,00	100,00
5	8	4,25	2,20	21,99	100,00	100,00
6	8	4,11	2,25	20,24	100,00	98,81
7	8	4,32	2,25	20,58	100,00	100,00
8	8	3,39	2,29	18,18	100,00	100,00
9	8	4,35	2,21	21,95	100,00	100,00
10	8	3,31	2,23	20,52	100,00	92,55
11	8	2,92	2,15	23,02	100,00	80,23
1	9	5,67	2,23	22,20	100,00	100,00
2	9	4,88	2,30	19,18	100,00	100,00
3	9	4,36	2,39	15,33	100,00	100,00
4	9	4,69	2,30	19,06	100,00	99,64
5	9	6,89	2,20	24,18	100,00	92,00
6	9	5,73	2,27	20,77	100,00	100,00
7	9	5,64	2,14	25,17	100,00	100,00
8	9	3,86	2,25	20,05	100,00	99,11
9	9	3,80	2,18	22,52	100,00	87,72
10	9	3,67	2,23	20,72	100,00	92,58
11	9	2,48	2,19	21,09	100,00	82,06
2	10	7,38	2,17	25,49	100,00	98,78
3	10	5,79	2,29	20,27	100,00	100,00
4	10	5,86	2,29	20,09	100,00	100,00
5	10	4,43	2,28	19,58	100,00	100,00
6	10	4,06	2,22	21,19	100,00	100,00
7	10	4,27	2,31	18,22	100,00	100,00
8	10	3,74	2,27	19,18	100,00	100,00
9	10	3,36	2,23	20,35	100,00	100,00
10	10	2,42	2,23	19,77	100,00	91,10
11	10	3,01	2,13	23,78	100,00	90,62

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	9,53 mm	6,35 mm	4,70 mm	3,35 mm	2,38 mm	2,00 mm
m	m	%	%	%	%	%	%
1	1	100,00	97,69	86,30	69,31	58,42	53,80
2	1	99,29	98,57	92,64	77,20	64,61	59,38
3	1	98,96	97,92	88,54	73,13	62,50	57,71
4	1	99,14	97,64	87,98	69,10	56,87	51,72
6	1	100,00	98,31	90,84	72,53	61,20	55,90
7	1	100,00	98,13	86,88	68,13	55,21	50,21
8	1	100,00	98,16	87,29	68,51	55,25	49,91
9	1	100,00	98,80	84,37	65,53	54,31	49,30
10	1	100,00	98,32	88,25	70,52	58,58	53,54
11	1	100,00	98,86	88,41	69,09	56,82	52,05
1	2	100,00	99,51	93,43	74,94	62,77	56,93
2	2	100,00	98,94	92,13	72,34	59,15	53,83
3	2	99,24	97,52	88,95	71,62	60,76	56,00
4	2	100,00	98,59	92,62	75,22	63,62	58,52
5	2	100,00	98,08	87,33	69,87	57,77	52,78
6	2	100,00	98,93	88,91	70,79	58,64	53,30
9	2	100,00	98,73	85,23	64,77	51,27	45,99
10	2	100,00	98,30	93,54	78,06	66,84	61,22
11	2	100,00	98,97	90,95	73,25	60,49	55,35
1	3	100,00	98,78	89,16	71,33	59,09	54,02
2	3	100,00	98,37	90,19	71,93	60,22	55,04
3	3	100,00	98,76	90,23	70,34	57,02	51,87
4	3	100,00	98,65	88,05	69,87	58,08	53,03
5	3	100,00	98,85	88,76	69,95	56,42	51,15
6	3	100,00	99,44	90,11	72,39	59,70	54,10
7	3	100,00	99,45	91,19	71,93	60,92	56,15
8	3	100,00	98,21	89,64	67,93	54,78	49,40
9	3	100,00	98,46	88,82	71,87	59,92	54,91
10	3	100,00	98,94	91,54	74,84	62,79	57,72
11	3	88,19	85,86	83,97	72,78	64,56	60,34
1	4	100,00	98,44	90,45	70,49	57,12	52,26
2	4	99,33	98,15	91,11	73,66	61,07	55,70
3	4	100,00	98,50	91,69	75,25	62,79	57,48
4	4	100,00	98,81	90,26	72,17	60,24	55,07
5	4	100,00	99,15	88,98	71,40	58,69	53,18
6	4	100,00	99,41	89,15	69,63	56,61	51,28
7	4	100,00	98,30	87,87	68,51	57,23	52,55
8	4	100,00	99,02	89,87	70,59	57,19	51,80

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	9,53 mm	6,35 mm	4,70 mm	3,35 mm	2,38 mm	2,00 mm
m	m	%	%	%	%	%	%
9	4	100,00	98,93	88,24	70,05	57,58	52,41
11	4	95,13	93,04	88,63	73,78	61,25	55,92
1	5	100,00	98,42	92,34	78,83	69,14	65,32
2	5	100,00	99,19	92,85	75,61	62,28	57,07
3	5	100,00	99,07	91,26	73,98	60,59	55,02
4	5	100,00	96,88	88,67	72,25	60,10	55,17
5	5	100,00	99,03	93,44	76,45	65,06	59,65
6	5	100,00	99,03	92,04	72,43	59,22	53,98
7	5	100,00	98,75	90,23	70,43	59,15	53,88
8	5	100,00	98,01	89,59	72,59	61,10	56,20
9	5	98,18	96,90	91,07	75,05	61,93	56,65
10	5	97,51	95,70	92,53	78,73	66,97	61,76
11	5	92,53	85,93	81,98	70,11	60,22	55,82
1	6	99,80	98,02	93,48	77,87	64,43	58,50
2	6	100,00	98,29	91,67	74,57	61,32	56,20
3	6	100,00	99,23	94,20	79,50	66,73	60,93
4	6	100,00	99,24	91,67	75,38	62,88	57,77
5	6	100,00	98,98	92,50	77,00	64,91	59,45
6	6	100,00	98,45	90,49	73,67	60,62	55,31
7	6	100,00	98,64	94,85	79,40	66,40	60,16
8	6	100,00	98,38	93,51	79,31	67,75	62,47
9	6	95,50	92,61	88,11	74,77	62,70	57,66
10	6	92,63	90,18	87,02	76,49	67,54	63,33
11	6	84,69	83,21	79,26	66,67	57,04	52,84
1	7	100,00	97,07	88,64	67,22	52,56	47,25
2	7	100,00	98,68	93,58	78,68	66,60	61,51
3	7	100,00	99,38	94,46	79,88	67,76	62,22
4	7	100,00	99,03	93,58	78,60	65,76	60,51
5	7	92,50	84,63	80,05	67,66	56,65	52,29
6	7	100,00	96,79	92,29	77,52	64,67	59,10
7	7	100,00	98,73	94,18	80,25	66,58	61,27
8	7	99,08	97,61	93,94	79,27	67,71	62,39
9	7	96,44	94,86	90,32	73,52	60,67	55,34
10	7	90,75	89,02	85,13	73,99	63,39	58,77
1	8	100,00	98,40	93,00	77,60	63,80	58,80
2	8	100,00	99,42	95,16	77,13	63,95	57,95
3	8	99,59	98,16	91,82	75,46	62,99	57,46
4	8	96,10	90,86	84,70	71,46	60,26	55,41

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	9,53 mm	6,35 mm	4,70 mm	3,35 mm	2,38 mm	2,00 mm
m	m	%	%	%	%	%	%
5	8	93,99	88,51	84,60	69,97	59,27	54,31
6	8	83,40	75,49	70,55	60,28	52,37	48,62
7	8	100,00	96,92	91,63	76,65	65,64	61,01
8	8	98,87	97,74	94,57	81,67	70,59	65,16
9	8	100,00	98,64	94,12	77,38	64,93	59,73
10	8	84,40	78,37	74,29	62,41	52,84	48,76
11	8	67,12	59,88	58,12	52,25	47,55	45,21
1	9	100,00	98,01	93,82	78,09	65,14	59,56
2	9	100,00	99,27	94,86	78,72	65,87	60,00
3	9	100,00	98,86	95,24	80,57	68,38	62,67
4	9	97,67	94,99	90,70	74,78	62,61	57,60
5	9	82,50	71,33	67,11	58,44	52,00	49,33
6	9	78,24	64,35	61,57	53,24	46,06	42,82
7	9	100,00	95,13	90,68	78,60	68,22	63,77
8	9	96,63	94,49	90,94	80,11	70,52	65,72
9	9	85,38	83,04	80,41	69,01	59,65	55,26
10	9	85,57	82,47	79,59	68,04	58,56	54,02
11	9	71,78	65,98	62,99	53,27	46,54	43,18
2	10	92,45	79,39	71,63	61,84	53,06	48,78
3	10	100,00	95,50	91,44	75,68	63,96	59,01
4	10	100,00	96,96	92,84	80,48	68,98	63,99
5	10	100,00	99,29	95,48	80,71	68,33	62,38
6	10	100,00	98,07	92,93	77,94	65,31	59,53
7	10	100,00	99,04	94,94	80,48	68,43	62,65
8	10	97,19	96,10	94,37	81,17	70,13	64,72
9	10	100,00	99,02	94,71	79,41	66,67	59,41
10	10	76,89	71,40	68,56	58,52	49,81	45,64
11	10	82,93	78,80	75,05	63,79	55,16	51,03

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	1,68 mm	1,41 mm	1,19 mm	1,00 mm	0,85 mm	0,71 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
1	1	49,83	45,87	43,73	40,59	37,95	36,14
2	1	54,39	49,41	46,56	42,52	39,43	37,05
3	1	53,75	49,58	47,29	43,96	41,25	38,96
4	1	47,64	42,92	40,34	36,91	34,33	31,97
6	1	51,08	46,51	43,37	40,00	36,87	34,70
7	1	45,63	40,83	36,25	32,71	30,00	27,92
8	1	45,12	40,33	37,94	33,89	31,12	29,10
9	1	45,49	41,28	39,08	33,87	31,46	29,66
10	1	49,25	44,40	41,79	38,06	35,07	32,84
11	1	47,05	42,27	39,77	33,86	30,91	28,86
1	2	51,82	47,20	44,53	41,12	38,20	35,77
2	2	48,72	43,83	41,06	37,66	34,68	32,55
3	2	52,19	48,19	46,10	42,86	40,38	38,48
4	2	53,78	49,21	46,40	43,06	39,72	37,43
5	2	48,18	43,76	41,07	37,43	34,93	32,63
6	2	49,04	44,35	41,79	38,17	35,61	33,48
9	2	41,14	36,50	33,97	28,48	26,16	24,26
10	2	56,63	51,70	48,98	45,07	41,67	39,29
11	2	50,62	45,88	41,77	38,89	36,63	34,36
1	3	49,83	45,28	42,83	39,69	37,24	35,31
2	3	50,41	45,78	42,78	39,51	36,24	34,06
3	3	47,42	42,81	40,32	36,59	33,93	31,62
4	3	48,48	43,94	41,58	38,22	35,35	33,33
5	3	46,79	41,97	39,45	35,78	33,03	31,19
6	3	49,25	44,40	41,79	38,25	35,26	33,02
7	3	51,74	47,34	44,59	41,47	38,35	35,96
8	3	44,62	40,24	37,45	34,26	31,27	29,28
9	3	49,90	44,89	42,20	38,15	35,07	32,56
10	3	53,28	48,41	45,88	39,75	36,58	34,04
11	3	56,54	52,74	50,21	47,05	43,46	40,30
1	4	48,09	43,75	41,49	38,37	35,94	33,85
2	4	51,17	46,48	43,79	40,10	37,25	35,23
3	4	52,66	48,01	45,35	43,69	40,70	38,54
4	4	50,50	45,73	43,14	39,56	36,58	34,39
5	4	48,52	43,64	41,10	37,71	35,17	33,05
6	4	46,75	42,01	39,64	35,90	33,53	31,76
7	4	48,30	43,83	41,49	38,51	35,74	33,83
8	4	47,06	42,16	39,38	35,78	33,01	30,72

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	1,68 mm	1,41 mm	1,19 mm	1,00 mm	0,85 mm	0,71 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
9	4	48,13	43,32	40,82	37,25	34,76	32,62
11	4	51,51	46,40	43,62	39,91	36,66	34,34
1	5	61,94	57,88	55,63	52,48	49,77	47,75
2	5	52,20	47,32	44,39	40,49	37,40	34,80
3	5	49,81	44,80	42,19	38,48	35,69	33,27
4	5	50,57	45,98	43,35	39,90	36,78	34,48
5	5	54,63	49,61	46,53	42,47	39,00	36,49
6	5	49,13	44,47	41,55	38,25	35,15	32,82
7	5	49,12	45,11	42,36	39,10	36,34	34,34
8	5	51,76	47,01	44,41	40,28	37,37	35,07
9	5	51,73	46,63	44,08	40,07	36,98	34,61
10	5	57,24	52,26	49,32	45,48	42,08	39,14
11	5	51,87	47,47	45,27	39,56	36,48	33,85
1	6	53,16	47,63	44,86	40,91	37,55	34,98
2	6	51,50	46,58	44,02	40,17	37,39	34,83
3	6	55,90	50,68	47,78	43,71	40,23	37,72
4	6	53,22	48,30	45,45	41,86	38,83	36,55
5	6	54,51	49,57	46,85	42,76	39,69	37,31
6	6	50,66	45,58	42,92	39,16	36,06	33,85
7	6	54,20	48,51	44,72	40,65	36,86	33,88
8	6	57,61	52,33	49,49	45,23	41,78	38,95
9	6	52,97	48,11	45,23	41,26	37,84	35,32
10	6	59,65	55,44	52,98	49,47	45,79	42,28
11	6	49,14	44,94	42,47	36,54	33,33	30,37
1	7	42,49	37,91	35,53	32,42	29,85	28,02
2	7	56,79	51,51	48,49	44,72	41,32	38,87
3	7	57,29	51,95	48,87	44,76	41,27	38,19
4	7	55,64	50,58	47,86	43,77	40,47	37,74
5	7	48,39	44,27	41,74	38,76	36,24	34,17
6	7	54,39	49,25	46,25	42,40	38,76	36,19
7	7	55,70	49,87	46,58	42,53	38,99	36,20
8	7	57,43	52,11	48,99	44,77	41,47	38,90
9	7	50,40	45,26	42,49	38,54	35,38	32,61
10	7	54,72	50,48	47,98	44,12	41,04	37,96
1	8	53,40	47,80	44,40	40,20	36,60	33,40
2	8	52,71	47,29	44,19	40,31	37,02	34,30
3	8	52,76	47,65	44,79	38,85	35,79	33,54
4	8	51,12	46,64	44,22	40,49	37,69	35,45

Coordonnées		Pourcentage passant					
x	y	1,68 mm	1,41 mm	1,19 mm	1,00 mm	0,85 mm	0,71 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
5	8	49,35	44,91	41,78	38,38	35,51	33,16
6	8	45,06	41,50	39,33	36,56	34,19	32,02
7	8	56,83	52,20	49,56	45,59	42,51	40,09
8	8	60,41	55,20	52,49	48,19	44,57	41,63
9	8	55,66	50,45	47,96	43,67	40,72	38,24
10	8	45,39	41,31	39,18	34,22	31,38	28,72
11	8	43,25	40,90	39,53	37,38	35,03	32,49
1	9	54,58	49,00	46,02	41,83	38,45	35,86
2	9	54,86	49,54	46,61	42,20	38,90	36,33
3	9	57,52	51,62	48,38	44,00	40,38	37,52
4	9	53,13	48,48	45,80	42,40	39,18	36,49
5	9	46,44	43,33	41,11	38,44	35,33	32,89
6	9	40,05	36,81	34,95	32,64	30,56	28,94
7	9	59,53	54,66	52,12	48,94	45,55	42,80
8	9	61,28	56,48	53,82	50,09	46,89	44,23
9	9	50,88	46,49	43,86	40,64	37,43	34,80
10	9	49,69	45,57	42,68	39,38	36,08	33,61
11	9	40,00	37,38	35,51	33,08	30,47	28,22
2	10	45,10	40,82	38,16	34,69	31,43	28,78
3	10	54,50	49,77	47,07	40,99	38,06	35,59
4	10	59,44	54,66	51,84	48,37	45,12	42,52
5	10	56,67	50,71	47,14	42,86	38,57	35,48
6	10	54,18	48,39	44,75	40,90	36,62	33,19
7	10	57,11	51,81	47,95	44,10	40,00	37,11
8	10	59,74	54,76	51,52	47,62	43,72	40,91
9	10	54,51	49,22	46,27	41,96	38,43	35,88
10	10	41,86	37,88	35,42	32,39	29,55	27,46
11	10	46,90	42,78	40,34	37,15	33,96	31,52

Position		Pourcentage passant					
x	y	0,60 mm	0,50 mm	0,43 mm	0,30 mm	0,25 mm	0,21 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
1	1	34,16	31,35	29,54	24,42	21,45	19,47
2	1	34,68	31,59	29,93	25,18	22,80	21,14
3	1	36,67	33,54	31,67	26,25	22,92	20,83
4	1	29,83	27,04	25,32	21,89	20,17	18,88
6	1	32,05	29,16	27,47	23,61	21,45	20,00
7	1	26,04	23,33	22,08	18,54	16,88	15,83
8	1	27,07	24,49	23,02	19,89	18,42	17,31
9	1	27,86	25,45	23,85	19,84	17,64	16,03
10	1	30,60	27,80	26,49	22,95	21,08	19,96
11	1	26,82	24,09	22,73	19,32	17,50	16,36
1	2	33,33	30,41	28,71	25,06	23,11	21,90
2	2	30,43	27,66	26,17	22,77	20,85	19,79
3	2	36,19	33,33	31,24	26,48	23,62	21,90
4	2	35,15	33,04	31,11	26,54	23,73	21,97
5	2	30,52	27,83	26,10	22,46	20,73	19,58
6	2	31,56	28,78	27,08	23,24	21,75	20,47
9	2	22,36	20,04	18,99	16,24	15,19	12,45
10	2	36,90	33,84	31,97	28,06	26,02	24,66
11	2	31,48	29,84	28,19	24,28	20,37	19,34
1	3	33,22	30,59	28,85	24,48	22,03	20,45
2	3	31,88	28,88	26,98	23,16	20,98	19,62
3	3	29,66	27,18	25,58	22,38	20,78	19,72
4	3	31,14	28,28	26,77	23,06	21,21	19,87
5	3	29,13	26,61	25,46	21,79	20,18	19,04
6	3	30,78	28,17	26,87	23,13	21,46	20,15
7	3	33,58	30,46	28,62	24,40	22,02	20,55
8	3	27,29	24,70	23,31	20,12	18,33	17,13
9	3	30,44	27,75	26,20	22,54	20,81	19,65
10	3	31,50	28,12	26,43	22,20	20,08	19,03
11	3	36,29	31,01	28,06	21,73	18,57	16,67
1	4	31,77	28,82	27,08	23,26	21,35	19,97
2	4	33,05	30,03	28,19	24,16	22,15	20,81
3	4	36,38	33,39	31,40	27,24	24,92	23,42
4	4	32,21	29,42	27,83	23,86	21,87	20,48
5	4	31,14	28,60	27,12	23,73	22,03	20,97
6	4	29,78	27,02	25,64	22,09	20,51	19,33
7	4	31,70	29,36	27,66	23,83	22,55	21,28
8	4	28,59	25,98	24,51	20,92	19,28	18,14

Position		Pourcentage passant					
x	y	0,60 mm	0,50 mm	0,43 mm	0,30 mm	0,25 mm	0,21 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
9	4	30,48	27,81	26,20	22,28	20,68	19,61
11	4	32,02	28,54	26,91	22,74	20,65	19,49
1	5	45,50	42,12	39,64	34,23	29,05	25,90
2	5	32,68	29,76	27,80	23,90	21,95	20,49
3	5	31,23	28,44	26,77	23,23	21,38	20,07
4	5	32,35	29,56	27,59	23,81	21,84	20,36
5	5	33,78	30,50	28,57	24,71	22,39	21,04
6	5	30,49	27,57	25,83	22,14	20,00	18,64
7	5	32,33	29,57	28,07	24,31	22,06	20,80
8	5	32,77	29,86	28,18	24,20	22,21	20,98
9	5	32,42	29,14	27,50	23,68	22,04	20,95
10	5	36,43	32,58	30,54	25,57	23,08	21,72
11	5	30,99	26,81	24,84	19,56	16,92	15,60
1	6	32,41	29,05	26,88	22,73	20,75	19,57
2	6	32,91	30,13	28,42	23,93	22,44	21,15
3	6	35,20	31,72	29,59	25,15	23,02	21,66
4	6	34,09	31,06	29,36	25,38	23,67	22,35
5	6	34,92	31,86	29,98	25,89	23,68	22,32
6	6	31,42	28,32	26,33	22,12	20,35	19,47
7	6	30,89	27,10	25,20	20,87	18,70	15,72
8	6	36,11	32,66	30,43	25,96	23,73	22,31
9	6	32,43	28,83	26,67	22,16	20,00	18,74
10	6	37,89	32,46	29,30	23,16	20,53	18,95
11	6	27,16	22,96	20,74	16,05	14,07	13,09
1	7	26,19	23,63	22,16	19,23	17,77	16,85
2	7	36,04	32,64	30,75	25,85	23,77	22,26
3	7	35,32	31,62	29,57	25,05	23,00	21,56
4	7	35,41	31,91	29,77	27,82	26,07	24,71
5	7	31,88	28,67	26,61	22,48	20,41	19,04
6	7	33,19	29,55	27,62	22,91	20,99	19,49
7	7	33,42	29,62	27,59	22,78	20,76	19,24
8	7	36,33	33,03	30,83	26,61	24,40	23,12
9	7	30,04	26,68	24,70	20,75	18,58	17,19
10	7	34,30	29,67	26,97	21,58	18,69	17,15
1	8	30,80	27,00	24,80	20,00	18,60	17,20
2	8	31,59	28,10	26,16	22,09	20,16	18,99
3	8	31,29	28,22	26,58	22,49	20,65	19,43
4	8	33,02	29,85	27,99	23,69	21,83	20,52

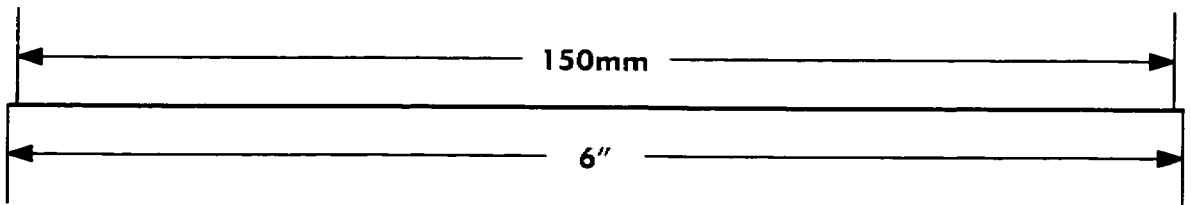
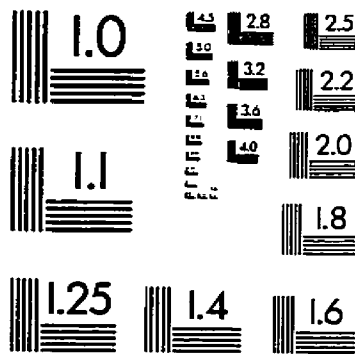
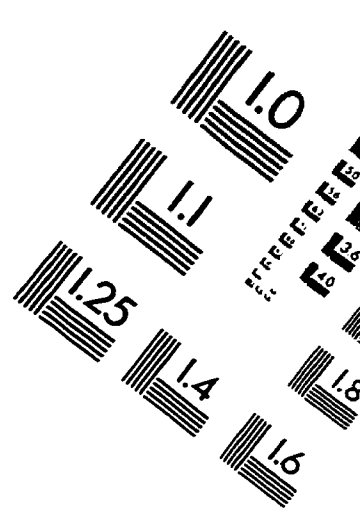
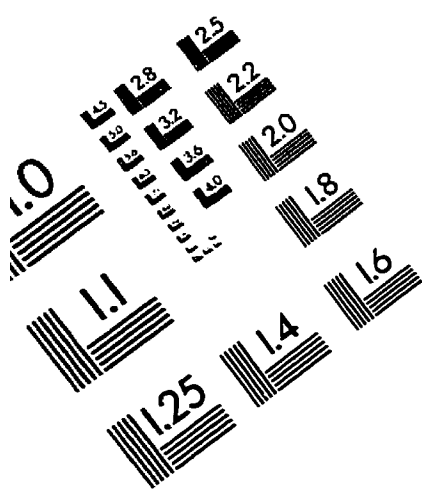
Position		Pourcentage passant					
x	y	0,60 mm	0,50 mm	0,43 mm	0,30 mm	0,25 mm	0,21 mm
%	%	%	%	%	%	%	%
5	8	30,81	27,68	25,85	21,93	19,84	18,54
6	8	29,64	26,48	24,51	20,16	18,18	17,00
7	8	37,44	34,36	32,38	27,97	25,77	24,23
8	8	38,69	34,84	32,58	27,60	25,34	23,98
9	8	35,52	31,90	29,86	25,11	23,08	21,72
10	8	25,89	22,16	20,04	15,78	13,83	12,94
11	8	29,16	24,66	21,72	16,05	13,31	11,94
1	9	33,07	29,48	27,49	23,11	21,12	19,92
2	9	33,76	30,46	28,62	24,22	22,20	20,92
3	9	34,67	30,86	28,57	24,19	22,10	20,76
4	9	33,81	30,23	28,09	23,26	21,11	19,86
5	9	30,22	26,44	24,44	19,33	17,33	16,22
6	9	27,31	24,77	23,38	20,37	18,98	18,06
7	9	39,83	36,23	33,90	28,81	26,06	24,15
8	9	41,21	39,25	36,94	31,79	29,13	27,53
9	9	31,58	27,49	25,15	20,47	17,84	16,37
10	9	30,93	27,22	25,15	20,41	17,94	16,49
11	9	25,42	21,87	19,81	15,33	13,08	11,78
2	10	25,92	22,24	20,00	15,51	13,47	12,45
3	10	33,11	29,50	27,25	22,75	20,72	19,37
4	10	39,70	36,01	34,27	29,28	26,90	25,38
5	10	32,38	28,57	26,43	21,90	19,52	17,86
6	10	29,76	25,70	23,34	18,42	15,85	14,35
7	10	34,22	30,60	28,67	24,10	21,45	20,24
8	10	37,88	33,98	31,82	26,62	23,81	22,08
9	10	33,33	30,00	27,84	23,73	21,76	20,39
10	10	25,19	22,54	20,83	17,05	15,15	14,02
11	10	28,89	25,33	23,26	18,39	15,95	14,63

Coordonnées		Pourcentage passant		
x	y	0,15 mm	0,11 mm	0,075 mm
%	%	%	%	%
1	1	16,17	13,70	11,88
2	1	18,05	15,68	14,01
3	1	17,08	14,58	13,13
4	1	16,09	13,73	12,23
6	1	16,63	13,98	11,57
7	1	13,33	10,83	8,96
8	1	14,73	12,52	10,68
9	1	12,63	10,42	8,62
10	1	17,54	15,30	13,62
11	1	13,86	11,82	10,68
1	2	18,73	16,06	13,14
2	2	17,02	14,68	12,13
3	2	18,67	16,19	14,48
4	2	18,28	15,11	12,13
5	2	17,08	14,78	13,05
6	2	17,91	15,35	13,65
9	2	10,55	9,28	8,23
10	2	21,60	18,71	16,67
11	2	16,67	14,61	13,37
1	3	17,48	15,03	13,29
2	3	16,35	13,90	11,44
3	3	17,23	14,92	13,85
4	3	17,17	14,81	13,13
5	3	16,28	13,76	11,93
6	3	17,35	14,93	12,87
7	3	17,06	13,94	11,38
8	3	14,54	12,35	9,96
9	3	17,15	15,03	13,68
10	3	16,07	13,95	12,26
11	3	13,08	10,55	8,44
1	4	17,19	14,58	13,72
2	4	17,95	15,27	14,43
3	4	20,43	17,77	16,61
4	4	17,89	15,71	14,31
5	4	18,43	16,10	14,83
6	4	16,57	14,20	14,00
7	4	18,30	15,32	12,98
8	4	15,69	13,40	13,24

Coordonnées		Pourcentage passant		
x	y	0,15 mm	0,11 mm	0,075 mm
%	%	%	%	%
9	4	16,93	14,44	12,83
11	4	16,94	14,62	13,46
1	5	20,72	18,02	16,44
2	5	17,72	15,12	9,92
3	5	17,66	15,61	13,01
4	5	17,57	14,78	12,64
5	5	17,76	14,86	11,58
6	5	15,73	13,01	10,49
7	5	17,54	14,79	12,03
8	5	18,22	15,62	13,63
9	5	18,21	16,21	14,75
10	5	18,55	16,06	14,48
11	5	12,75	10,55	9,23
1	6	17,00	14,62	13,04
2	6	18,38	15,38	11,97
3	6	20,50	17,60	15,47
4	6	19,32	16,48	13,83
5	6	19,59	17,04	15,50
6	6	16,37	13,94	10,40
7	6	12,74	10,03	7,86
8	6	19,27	16,84	14,81
9	6	16,04	13,69	11,89
10	6	15,96	13,68	12,28
11	6	10,62	8,89	7,90
1	7	14,65	12,64	10,99
2	7	18,87	15,85	8,49
3	7	18,69	16,22	15,81
4	7	21,40	12,84	12,06
5	7	15,83	13,07	11,01
6	7	16,49	13,70	11,78
7	7	15,95	13,16	11,14
8	7	20,18	17,43	15,23
9	7	14,43	12,06	10,28
10	7	13,87	11,37	9,63
1	8	14,40	11,80	10,00
2	8	16,28	14,34	13,76
3	8	16,77	14,72	13,91
4	8	17,72	15,11	13,99

Coordonnées		Pourcentage passant		
x	y	0,15 mm	0,11 mm	0,075 mm
%	%	%	%	%
5	8	15,67	13,32	11,23
6	8	14,62	12,65	11,86
7	8	21,15	18,06	15,42
8	8	20,59	18,10	16,29
9	8	18,55	16,52	14,93
10	8	10,82	9,40	8,51
11	8	9,39	8,02	7,05
1	9	16,93	14,94	13,75
2	9	18,35	16,33	14,86
3	9	18,10	16,00	14,48
4	9	16,99	14,49	14,49
5	9	13,78	12,00	10,22
6	9	15,74	13,89	12,50
7	9	20,55	16,74	14,19
8	9	23,98	20,96	18,47
9	9	12,87	10,23	8,19
10	9	13,20	10,52	8,25
11	9	9,16	7,29	5,79
2	10	10,20	8,57	7,96
3	10	16,44	13,74	13,06
4	10	21,69	18,66	16,92
5	10	14,52	11,67	9,05
6	10	11,13	8,57	6,21
7	10	16,63	13,49	10,60
8	10	18,18	14,72	11,69
9	10	17,45	14,71	12,75
10	10	11,55	9,28	7,39
11	10	11,82	9,38	7,32

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



APPLIED IMAGE, Inc.
1653 East Main Street
Rochester, NY 14609 USA
Phone: 716/482-0300
Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved

